



UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA

INSTITUTO DE BIOLOGIA

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E
BIOMONITORAMENTO**



**ASSEMBLÉIA DE OPILIÕES (ARACHNIDA: OPILIONES) NA MATA
ATLÂNTICA: DISTRIBUIÇÃO, INFLUÊNCIA DE FATORES
HISTÓRICOS/AMBIENTAIS E SUBSTITUTOS DE DIVERSIDADE**

Alessandra Rodrigues Santos de Andrade

Orientador: Dr. Jacques Hubert Charles Delabie

Co-orientador: Dr. Márcio Bernardino da Silva

SALVADOR

2019

ALESSANDRA RODRIGUES SANTOS DE ANDRADE

**ASSEMBLÉIA DE OPILIÕES (ARACHNIDA: OPILIONES) NA MATA
ATLÂNTICA: DISTRIBUIÇÃO, INFLUÊNCIA DE FATORES
HISTÓRICOS/AMBIENTAIS E SUBSTITUTOS DE DIVERSIDADE**

Tese apresentada ao Programa de Pós
Graduação em Ecologia da Universidade
Federal da Bahia como parte dos
requisitos exigidos para a obtenção do
título de Doutora em Ecologia.

Orientador: Dr. Jacques Hubert Charles Delabie (UESC)
Co-orientador: Dr. Márcio Bernardino da Silva (UFPB)

**SALVADOR
2019**

ALESSANDRA RODRIGUES SANTOS DE ANDRADE

**ASSEMBLÉIA DE OPILIÕES (ARACHNIDA: OPILIONES) NA MATA
ATLÂNTICA: DISTRIBUIÇÃO, INFLUÊNCIA DE FATORES
HISTÓRICOS/AMBIENTAIS E SUBSTITUTOS DE DIVERSIDADE**

Tese apresentada ao Programa de Pós
Graduação em Ecologia da Universidade
Federal da Bahia como parte dos
requisitos exigidos para a obtenção do
título de Doutora em Ecologia.

() **Aprovada** () **Reprovada** **Data** ____/____/2019

BANCA EXAMINADORA:

Dr. Jacques Hubert Charles Delabie (UESC)
(Presidente/ Orientador)

Dr. André de Araújo Lira (UFPB)

Dr. Marcelo César Lima Peres (UCSal)

Dr. Pavel Dodonov (UFBA)

Dr. Bruno Vilela de Moraes e Silva (UFBA)

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer, primeiramente, ao meu orientador, Jacques Delabie, pela paciência e por me acompanhar durante esses últimos seis anos.

À banca examinadora, por aceitar o convite e pelas considerações que serão valiosas para a preparação dos manuscritos.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB) pela bolsa concedida durante esses quatro anos. Aos doadores do Experiment pela ajuda nas campanhas de financiamento coletivo para colaborar nas despesas das coletas.

Ao professor Dr. Marcelo Napoli, pelo apoio no desenvolvimento das atividades de laboratório. Aos membros do Centro de Ecologia e Conservação animal pela ajuda nas coletas, especialmente, Francisca Passos, Carlos Coracy, Sara Gomes, Sheila Varjão. Agradeço também à Adelino Assis, Laís Dórea, Leonardo Resende, Felipe Gondim e Airton Cavalcanti.

Aos meus colegas de doutorado, pelo companherismo durante esses quatro anos. Agradeço especialmente à Elmo Koch, pelo apoio e ajuda nas análises À Fabiana Amorim, uma super amiga que compartilhou comigo bons e maus momentos nesse doutorado. Foi um presente ter essa amizade durante esse tempo!

Aos pesquisadores do Laboratório de Aracnologia da USP, Ricardo Pinto-da-Rocha e André Nogueira, pela parceria firmada e concessão de parte dos dados. Aos integrantes do Grupo AracnoJampa/UFPB pela ajuda durante o período de identificação e ao meu co-orientador, Dr. Márcio Bernardino da Silva.

Ao Dr. Kevin Flesher e a Reserva Ecológica da Michelin por todo apoio recebido durante as coletas. Também agradeço à Ivan Leite, proprietário da Reserva Ecológica Mata do Crasto, por permitir que parte da minha pesquisa fosse realizada na propriedade. Aos gestores do Parque Nacional do Pau-Brasil, Parque Nacional do Descobrimento, ao Grupo Ambientalista da Bahia (Gamba) pelo auxílio na logística do campo.

À toda minha família, pelo apoio e carinho recebido. Ao meu marido Felipe Gondim por toda a paciência durante esses quatro anos, aguentando minhas crises de ansiedade e stress. Além de me apoiar, ajudou-me bastante com as atividades de campo e laboratório. Muito obrigada!

RESUMO

Estudos sobre os padrões de distribuição das espécies e os mecanismos responsáveis por tais padrões na Floresta Atlântica são importantes para conhecer a história biogeográfica do bioma e determinar áreas para a conservação. Os opiliões são importantes para estudos biogeográficos e ecológicos, pois apresentam baixa capacidade de dispersão e são sensíveis às alterações ambientais. Contudo, poucos são os estudos que avaliam a distribuição desses organismos em gradientes ambientais. Nós investigamos a distribuição espacial dos opiliões em um gradiente latitudinal de Floresta Atlântica e os fatores históricos e ecológicos que podem explicar tais padrões. Para fins de inclusão de opiliões em programas de monitoramento, analisamos a utilização de cinco resoluções taxonômicas (gênero, família, subfamília, taxa indicadores e resolução intermediária) como substitutas da riqueza e composição de opiliões no gradiente estudado. O estudo foi conduzido em 19 localidades de Floresta Atlântica distribuídas nos Estados da Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe e Bahia. Os opiliões foram coletados através de duas técnicas de amostragem: coleta manual noturna e amostra de serrapilheira. Foram coletados 3.566 indivíduos distribuídos em 7 famílias, 26 gêneros e 88 espécies. A análise de cluster separou a assembléia em dois principais agrupamentos: “Pernambuco” e “Bahia”. A composição de espécies apresentou estruturação espacial correlacionada com a distância geográfica ($R^2 = 67.7$; $p < 0.001$) e foram encontradas diferenças composicionais entre o núcleo de congruência e a região máxima de endemismo da AE “Bahia” ($F = 3.2$; $p < 0,001$). As variáveis ambientais mais correlacionadas com o gradiente amostrado foram: latitude, altitude, cobertura da vegetação na paisagem e temperatura média do trimestre mais quente. Entretanto, os dois eixos do CCA explicaram pouco da variação encontrada (27.6%). A proporção do componente *turnover* ($\beta_{SIM} = 0.8804$) foi maior do que o componente aninhamento ($\beta_{SNE} = 0.0572$). Gênero ($R^2 = 0.933$; $p < 0.001$) e resolução intermediária ($R^2 = 0.939$; $p < 0.001$) foram classificadas como excelentes substitutos para a riqueza de opiliões. Em relação à composição de espécies, resolução intermediária (média = 0,995; desvio padrão = 0,10), gênero (0,935±0,122), taxa indicadores (0,904±0,141) e subfamília (0,808±0,162) foram considerados excelentes substitutos. A baixa explicação das variáveis ambientais sobre a distribuição das espécies de opiliões, juntamente com a separação norte-sul da assembléia de opiliões no gradiente estudado e o elevado *turnover* observado, sugerem que fatores históricos (aparecimento de barreiras geográficas e refúgios pleistocênicos), assim como, mudanças na fitofisionomia do bioma ao longo do gradiente influenciaram a distribuição dos opiliões. As mudanças composicionais observadas ao longo do gradiente, com diversas localidades apresentando uma fauna característica, indicam a necessidade de planos de conservação que envolvam o maior número possível de reservas, garantindo a conservação de uma maior riqueza de opiliões. Indicamos, para fins de rápidos inventários e monitoramento da biodiversidade, a utilização de gênero e resolução intermediária como substitutos adequados de riqueza e composição de opiliões na Floresta Atlântica.

Palavras-chave: Beta-diversidade, Gradiente ambiental, Riqueza de espécies, Resolução intermediária, Taxa indicadores.

ABSTRACT

Studies on species distribution patterns and the mechanisms responsible for such patterns in the Atlantic Forest are important to know the biome biogeographic history and to determine areas conservation. Harvestmen are good models for biogeographic and ecological studies, because they have low dispersion capacity and are sensitive to environmental changes. However, few studies assess the distribution of these organisms in environmental gradients. We investigated the spatial distribution of the harvestmen in a latitudinal gradient of Atlantic Forest and the historical and ecological factors that can explain such patterns. For the purposes of inclusion of harvestmen in monitoring programs, we analyzed the use of five taxonomic resolutions (genus, family, subfamily, indicators taxa and intermediate resolution) as substitutes for the richness and composition harvestmen in the studied gradient. The study was conducted in 19 Atlantic Forest locations in the states of Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe and Bahia. Harvestmen were collected through two sampling techniques: nocturnal manual collection and leaf-litter sample. A total of 3.566 individuals were collected from 7 families, 26 genera and 88 species. The cluster analysis separated the assemblage into two main groups: "Pernambuco" and "Bahia". The species composition were spatial structure partially correlated with geographic distance ($R^2 = 67.7$, $p < 0.001$) and cand compositional differences were found between the congruence core and the maximum region of endemism of the "AE" Bahia ($F = 3.2$; $p < 0.001$). The environmental variables most correlated with the gradient were: latitude, altitude, vegetation cover in the landscape and average temperature of the hottest quarter, however, the two axes of the CCA explained little of the variation found (27.6%). The proportion of *turnover* component ($\beta_{sim} = 0.88$) across all beta-diversity ($\beta_{sor} = 0.93$) was higher than the nesting component ($\beta_{sne} = 0.05$). Genus ($R^2 = 0.93$, $p < 0.001$) and intermediate resolution ($R^2 = 0.93$; $p < 0.001$) were classified as excellent surrogates for the harvestmen species richness. In relation to species composition, intermediate resolution (mean = 0.99, standard deviation = 0.10), genus (0.93 ± 0.122), indicators taxa (0.90 ± 0.141) and subfamily (0.80 ± 0.162) were considered excellent surrogates. The low explanation of the environmental variables on the distribution of the harvestmen species, together with the north-south separation of the assemblage in the studied gradient and the elevated *turnover* observed, suggest that historical factors (geographic barriers and Pleistocene refuges), as well as changes in the phytophysiognomy of the biome along the gradient, influenced the distribution of the opilions.. The compositional changes observed along the gradient, with several localities presenting a characteristic fauna, indicate the requirement for conservation plans that involve the largest possible number of reserves, ensuring the greater conservation of richness harvestmen. We indicate, for fast inventory and biodiversity monitoring, the use of genus and intermediate resolution as adequate surrogates to harvestmen richness and composition in Atlantic Forest.

Key-words: Beta-diversity, Environmental gradient, Species richness, Intermediate resolution, Indicators taxa.

SUMÁRIO

Introdução Geral.....	8
Apresentação da tese.....	20
Capítulo I - Diversidade e distribuição de opiliões (Arachnida: Opiliones) em um gradiente latitudinal na Mata Atlântica: fatores históricos vs. ambientais.....	21
1. Introdução.....	23
2. Métodos	26
3. Resultados.....	31
4. Discussão.....	44
5. Referências.....	51
Material suplementar.....	61
Capítulo II - Avaliando o uso de resoluções taxonômicas substitutas para diversidade de opiliões (Arachnida: Opiliones) em um gradiente latitudinal na Floresta Atlântica.....	67
1. Introdução.....	69
2. Material e Métodos	72
3. Resultados.....	76
4. Discussão.....	87
5. Referências.....	91
Considerações Finais.....	100

INTRODUÇÃO GERAL

A biodiversidade constitui uma das medidas biológicas mais importantes para o estabelecimento de áreas prioritárias para a conservação (Vieira et al., 2012). Estudos que visem descrever os padrões de diversidade e os mecanismos subjacentes a tais padrões têm sido alvo de interesse por parte de ecólogos e biogeógrafos (Condit et al., 2002; Svenning & Scov, 2007; Veech & Crist, 2007; Melo et al., 2009) e ajuda a estabelecer princípios de manejo, recuperação de áreas degradadas e uso sustentável de áreas naturais (Levin, 1992). Um dos biomas que tem sido alvo de diversos estudos pela sua elevada diversidade, altas taxas de endemismo (Myers et al., 2000) e histórico intenso de perda de habitat e fragmentação (Ribeiro et al., 2009; Haddad et al., 2015) é a Floresta Atlântica.

A Floresta Atlântica possui uma ampla distribuição geográfica se estendendo pela costa Atlântica do Brasil (Galindo-Leal & Câmara, 2003). Caracteriza-se por fortes gradientes ambientais, sazonalidade, topografia complexa e chuvas orográficas trazidas pelos ventos vindos do leste (Ribeiro et al., 2009). Essas características resultam em vários tipos de vegetação ao longo de sua extensão (Oliveira-filho et al., 2005; Fiaschi & Pirani, 2009) e um gradiente ambiental que influencia a distribuição dos organismos. Assim, o bioma é composto por dois principais tipos de vegetação: a Floresta Atlântica Pluvial Costeira e a Floresta Estacional Semidecídua (Morellato & Haddad, 2000) onde o período de seca é mais severo (Oliveira-Filho & Fontes, 2000).

Este bioma é um dos 25 *hotspots* mundiais em conservação da biodiversidade. Abriga mais de 8.000 espécies endêmicas (Myers et al., 2000; Tabarelli et al., 2005) com elevados níveis de endemismo em muitas localidades para diversos organismos (Metzger et al., 2009). Contudo, esse endemismo não é homogêneo em toda a extensão do bioma. As espécies estão agrupadas em diferentes áreas de endemismo (Silva & Casteleti, 2003; DaSilva et al., 2015; Garraffoni et al., 2017).

Diversas hipóteses têm sido formuladas para explicar as causas da alta diversidade e endemismo na Floresta Atlântica. A distribuição das linhagens neste bioma foram moldadas por vários eventos, como atividades tectônicas, introgressões marinhas e refúgios pleistocênicos (Martins, 2011). A hipótese dos refúgios pleistocênicos, proposta originalmente por Haffer (1969) e amplamente difundida (Carnaval & Moritz, 2008; Carnaval et al., 2009; Martins, 2011), sugere que flutuações climáticas ocorridas

durante o pleistoceno causaram a fragmentação da floresta através da expansão das áreas secas, fazendo com que ocorresse a especiação nos remanescentes isolados. Carnaval & Moritz (2008), propõem dois grandes refúgios para a Mata Atlântica: o refúgio da Bahia (limite sul do Rio Doce até a fronteira sul do Rio São Francisco) e o refúgio de Pernambuco (localizado ao norte do Rio São Francisco). A hipótese do isolamento entre montanhas e de rios como barreiras (proposta inicialmente para a Amazônia) sugerem, respectivamente, que as florestas teriam seus centros de especiação em áreas montanhosas (Moreau, 1966) e que o aparecimento ou a presença de grandes rios serviriam como barreiras que favorecem a especiação (Wallace, 1852). Já de acordo com a hipótese ecológica, a especiação seria favorecida pelos gradientes ambientais ao longo de um mesmo bioma. Nesse caso, as condições ambientais estariam limitando a abundância e distribuição das espécies no tempo e espaço (Hutchinson, 1957).

Apesar da importância pela elevada diversidade, o bioma Floresta Atlântica vem sofrendo com a perda de habitat e fragmentação: Apresenta apenas 12% da extensão de sua formação original, levando-se em conta as áreas regeneradas (Ribeiro et al., 2009) e grandes manchas de vegetação nativa continuam sendo convertidas em áreas para pastagens, agricultura e expansão urbana (Tabarelli et al., 2005; Ribeiro et al., 2009). Esses dois fatores aliados a outras ameaças ao bioma (i.e. caça, fogo, extração de madeira) têm levado à extinção de numerosas espécies (Marini & Garcia, 2005) e comprometido regiões onde importantes centros de endemismo estão localizados. Diversos esforços buscam ações prioritárias para a conservação da Floresta Atlântica, mas uma das barreiras para que essas medidas sejam tomadas é a lacuna de conhecimento para numerosos organismos e/ou regiões do bioma, necessitando de estudos biogeográficos profundos no bioma.

Para a realização de estudos biogeográficos, o conceito de áreas de endemismo é considerado uma das questões fundamentais. Diferentes autores propuseram definições para este termo e critérios para selecionar tais áreas (Harold & Mooi, 1994; Morrone, 2001; DaSilva et al., 2015). De uma forma simplista podemos definir áreas de endemismo como locais compostos por uma única e insubstituível assembléia de espécies (Silva et al., 2005). Muitos autores concordam que essas áreas são entidades fundamentalmente históricas (Haffer, 1985; Harold & Mooi, 1994; Morrone, 2001) e são um resultado dos processos físicos de tectônica de placas, fragmentação continental, dispersão, especiação e extinção (Crother & Murray, 2011). A delimitação dessas áreas em estudos biogeográficos é importante, pois estas são a base para a proposta de

diversas hipóteses históricas (Morrone, 1994), além de, serem locais estratégicos para a proposta de áreas prioritárias para conservação.

Estudos com abelhas orquídeas detectaram cinco áreas de endemismo (AE) na Floresta Atlântica: (I) Pernambuco e costa da Bahia; (II) Espírito Santo, Rio de Janeiro e sul de Minas Gerais; (III) norte de Minas Gerais e região Central da Bahia; (IV) sul de Minas Gerais, norte e Centro de São Paulo, centro e litoral do Paraná; e (V) centro e costa do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (Garraffoni et al., 2017). Para opiliões na Floresta Atlântica, 12 áreas de endemismo (Figura 1) foram delimitadas (DaSilva et al., 2015), sendo Pernambuco e Bahia, as AE mais corroboradas pela literatura (Garraffoni et al., 2017; Silva & Castelletti, 2005). Os autores propõe que as AE são compostas por um núcleo de congruência (NC), onde há uma sobreposição considerável da distribuição de pelo menos duas espécies endêmicas e uma região máxima de endemismo (Figura 1), delimitada pela distribuição de cada espécie endêmica de uma determinada área de endemismo mas que apresenta limites distribucionais além do núcleo do de congruência (DaSilva et al., 2015). A grande quantidade de áreas de endemismo na Floresta Atlântica pode ser ocasionada pela complexidade geológica, heterogeneidade ambiental e sazonalidade climática do bioma (Garraffoni et al., 2017).

Para o avanço do entendimento sobre as áreas de endemismo é importante integrar a biogeografia histórica com disciplinas que tem como objetivo estudar a distribuição das espécies (DaSilva, 2011), visto que, tais padrões são originados devido a uma combinação de fatores ecológicos e processos históricos (Pyron & Wiens, 2013; DaSilva & Pinto-Da-Rocha, 2011) que tem efeitos em diferentes escalas de tempo e espaço (Willig et al., 2003). A maior parte desses estudos biogeográficos utiliza apenas um tipo de abordagem (ecológica vs. histórica) para determinar os fatores atuantes sobre os padrões de diversidade (Wiens & Donoghue, 2004), sendo necessário estudos que integrem a biogeografia histórica e a biogeografia ecológica como realizado por Svenning & Scov (2005) onde foram encontrados que fatores históricos assim como condições ambientais atuais são ambos importantes para controlar a composição e riqueza de espécies.

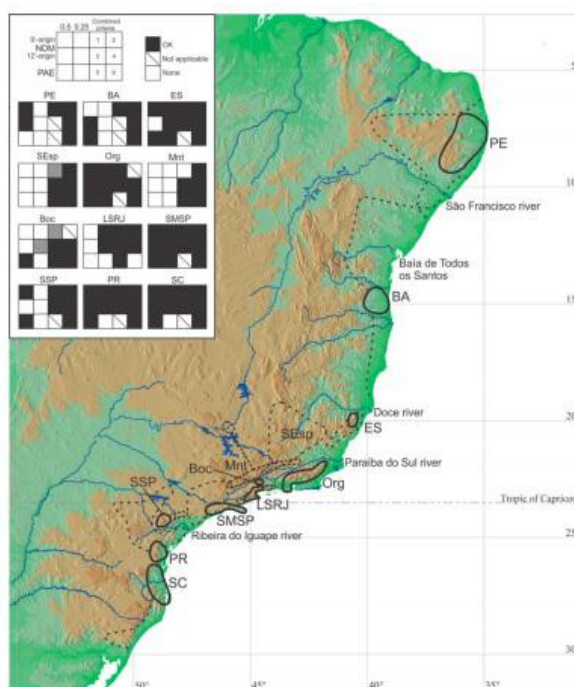


Figura 1: Reprodução da imagem (fig. 4) original de DaSilva et al., (2015). Linhas completas correspondem ao núcleo de congruência (NC) das áreas de endemismo (AE) e as linhas tracejadas são as regiões máximas de endemismo das respectivas AE.

Avaliações dos fatores ambientais e/ou históricos que influenciam a distribuição das espécies têm sido constantes (Melo et al., 2009; Dobrovolski et al., 2012; Silva et al., 2014; Leitman et al., 2015). Esses estudos focam tanto na diversidade alfa (componente local) quanto na diversidade beta (componente regional). A diversidade beta pode ser dividida em dois componentes: *turnover* (substituição de espécies ao longo de gradientes) e aninhamento (locais com menor riqueza são um subconjunto dos locais de maior riqueza) (Baselga, 2010). O *turnover* de espécies, por exemplo, pode refletir processos determinísticos desde a adaptação das espécies à diferenças no clima, dispersão limitada acompanhada de especiação, resposta tardia de mudanças climáticas ou outros efeitos históricos e influencia a diversidade em largas escalas (Condit et al., 2002). A maior parte desses estudos são realizados com vertebrados (Melo et al., 2009; Dobrovolski et al., 2012), logo, destacamos a necessidade de estudos que avaliem os padrões de distribuição de invertebrados e os fatores históricos/ambientais que podem explicar tais padrões.

Estudos com os opiliões vêm despertando crescente interesse devido ao seu potencial para a análise biogeográfica (Boyer & Giribet 2009, Sharma & Giribet 2011, Boyer et al. 2007; Pinto-Da-Rocha et al., 2005; Dasilva et al., 2015). Estes compõem a

terceira maior ordem em diversidade dentro da classe Arachnida, e são menos diversos apenas que os ácaros e as aranhas, contando com mais de 6.500 espécies descritas (Kury, 2019). No Brasil, são registradas aproximadamente 1000 espécies e a Floresta Atlântica apresenta altos níveis de endemismo (Pinto-Da-Rocha et al., 2005). A baixa vagilidade, (Pinto-Da-Rocha et al., 2005), necessidade de locais úmidos (Bragagnolo et al., 2007) e baixa capacidade de dispersão (Curtis & Machado, 2007). Provavelmente essas características têm favorecido o alto grau de isolamento e diversificação dos opiliões. Portanto, processos históricos assim como gradientes ambientais podem afetar fortemente a fauna de opiliões. Logo, conhecer a diversidade e os padrões de distribuição das espécies do grupo pode fornecer importantes informações para a biogeografia.

Como mencionado anteriormente, analisar os padrões de distribuição de espécies são importantes, também, para monitoramento da biodiversidade e propor áreas prioritárias para conservação (Amaral et al., 2017). Os artrópodes, são especialmente importantes em programas de monitoramento e planejamento de conservação, devido a sua diversidade em ecossistemas terrestres, potencial para revelar distúrbios ambientais (Kremen et al., 1993; Gardner et al., 2008) e baixo custo de amostragem (Lewinsohn et al., 2005). Aranhas (Churchill, 1998), gafanhotos (Andersen et al., 2001) e mariposas (McQuillan, 1999; Kitching et al., 2000), por exemplo, têm sido propostos como indicadores potencialmente úteis. A utilização de organismo biodindicadores para monitorar e detectar mudanças nas comunidades é uma estratégia informativa e que apresenta um bom custo/benefício (Anderson et al., 2011).

Os opiliões tem se mostrado sensíveis à alterações ambientais: (I) riqueza e composição são afetadas pela perda de qualidade florestal e quantidade de vegetação nativa remanescente na paisagem (Bragagnolo et al., 2007); (II) respondem positivamente à qualidade do solo e composição varia de acordo com os estágios sucessionais da vegetação (Vasconcelos et al., 2013). Infelizmente, poucos táxons de invertebrados têm sido utilizados como grupo focal em pesquisas e monitoramento (Agosti & Alonso, 2000). A dificuldade taxonômica é, provavelmente, um dos fatores que influencia esse quadro. Para opiliões, por exemplo, o norte-nordeste do Brasil foi muito mal amostrado (Pinto-Da-Rocha, 1999). Até 2003, só se conhecia 32 espécies de opiliões na Bahia (Kury, 2003). Atualmente, esse número é bem maior (Nogueira et al., 2019), entretanto, muitas espécies são novas e ainda não foram descritas.

Para monitorar táxons cuja boa parte das espécies são desconhecidas, uma ferramenta útil é a utilização de níveis taxonômicos elevados (ex. Gênero, família) como substitutos da riqueza e composição de espécies (Grelle, 2002; Cardoso et al., 2004; Terlizzi et al., 2009). Essa alternativa, além de ser informativa, diminui os custos de inventários da biodiversidade. Avaliação com plantas lenhosas, por exemplo, mostrou um potencial de redução dos custos do inventário em 60% e 85% quando utilizados identificações somente no nível de gênero e família, respectivamente (Balmford et al., 1996). Logo, salientamos a importância de avaliar substitutos de diversidades adequados para opiliões, visando, superar a dificuldade de identificação taxonômica do grupo e permitindo que este grupo seja incluído com mais frequência em programas de monitoramento.

Nesse contexto, o objetivo principal deste estudo é analisar a distribuição dos opiliões em um gradiente latitudinal na Floresta Atlântica e os fatores ecológicos e históricos que podem explicar tal distribuição. Pretendemos: verificar a similaridade entre as localidades quanto à composição de espécies; comparar a composição entre os núcleos de congruência e as regiões máxima de endemismo; detectar relações entre as variáveis ambientais e determinadas espécies de opiliões; verificar qual componente da beta-diversidade está mais relacionado com os padrões detectados e relacionar os padrões detectados com as hipóteses históricas para a diversificação dos opiliões na Floresta Atlântica. Posteriormente, com o objetivo de facilitar o monitoramento de opiliões na Floresta Atlântica, pretendemos avaliar o uso de resoluções taxonômicas mais altas (gênero, família, subfamília, taxa indicadores e resolução intermediária) como substitutas da riqueza e composição de opiliões.

REFERÊNCIAS

- Agosti, D. Alonso, L. E. 2000. The ALL protocol. *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, 280, 204-206.
- Amaral, A. G. Munhoz, C. B. Walter, B. M. Aguirre-Gutiérrez, J. Raes, N. 2017. Richness pattern and phytogeography of the Cerrado herb–shrub flora and implications for conservation. *Journal of Vegetation Science*, 28 (4) : 848-858.

- Andersen, A. N. Ludwig, J. A. Lowe, L. M. Rentz, D. C. F. 2001. Grasshopper biodiversity and bioindicators in Australian tropical savannas: responses to disturbance in Kakadu National Park. *Austral Ecology*, 26(3): 213-222.
- Anderson, A. McCormack, S. Helden, A. Sheridan, H. Kinsella, A. Purvis, G. 2011. The potential of parasitoid Hymenoptera as bioindicators of arthropod diversity in agricultural grasslands. *Journal of Applied Ecology*, 48(2), 382-390.
- Balmford, A., Jayasuriya, A. H., & Green, M. J. B. 1996. Using higher-taxon richness as a surrogate for species richness: II. Local applications. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 263(1376): 1571-1575.
- Baselga, A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19: 134–143.
- Boyer, S. L. Clouse, R. Benavides, L. Sharma, P. Schwendinger, P. Karunarathna, I. Giribet, G. 2007. Biogeography of the world: a case study of globally distributed arachnids. *Journal of Biogeography*, 34(12): 2070–2085.
- Boyer, S. L. Giribet, G. 2009. Welcome back New Zealand: regional biogeography and Gondwanan origin of three endemic genera of mite harvestmen (Arachnida, Opiliones, Cyphophthalmi). *Journal of Biogeography*, 36:1084–1099.
- Bragagnolo, C.; Nogueira, A. A.; Pinto-Da-Rocha, R.; Pardini, R. 2007. Harvestmen in an Atlantic forest fragmented landscape: evaluating assemblage response to habitat quality and quantity. *Biological Conservation*, 139: 389–400.
- Cardoso, P. Silva, I. Oliveira, N. G. Serrano, A. R. 2004. Higher taxa surrogates of spider (Araneae) diversity and their efficiency in conservation. *Biological Conservation*, 117(4): 453-459.
- Carnaval, A. C. Moritz, C. 2008. Historical climate modelling predicts patterns of current biodiversity in the Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Biogeography*, 35(7):1187-1201.
- Carnaval, A. C. Hickerson, M. J. Haddad, C. F. Rodrigues, M. T. Moritz, C. 2009. Stability predicts genetic diversity in the Brazilian Atlantic forest hotspot. *Science*, 323(5915): 785-789.
- Churchill, T. B. 1998. Spiders as ecological indicators in the Australian tropics: family distribution patterns along rainfall and grazing gradients. *Bulletin of the British Arachnological Society*, 11: 325-330.

- Condit, R. Pitman, N. Leigh Jr, E. G. et al. 2002. Beta-diversity in tropical forest trees. *Science*, 295(5555): 666-66.
- Crother, B.I. Murray, C.M. 2011. Ontology of areas of endemism. *Journal of Biogeography* 38: 1009-1015.
- Curtis, D. J. Machado, G. Ecology. 2007. In: Pinto-Da-Rocha, R. Machado, G Giribet, G. (eds.). *Harvestmen: The Biology Of Opiliones*. Harvard University Press. Massachussets, p. 208-308.
- DaSilva, M. B. 2011. Áreas de endemismo: as espécies vivem em qualquer lugar, onde podem ou onde historicamente evoluíram?. *Revista da Biologia, Vol. Esp. Biogeografia*: 12-17.
- DaSilva, M. B. Pinto-Da-Rocha, R. DeSouza, A. M. 2015. A protocol for the delimitation of areas of endemism and the historical regionalization of the Brazilian Atlantic Rain Forest using harvestmen distribution data. *Cladistics*, 31:692–705.
- DaSilva, M.B. Pinto-da-Rocha, R. 2011. A história biogeográfica da Mata Atlântica: opiliões (Arachnida) como modelo para sua inferência. In: Carvalho, C.J.B. Almeida, E.A.B (eds.). *Biogeografia da América do Sul. Padrões and Processos*. Editora Roca, São Paulo, p. 221–238.
- Dobrovolski, R.; Melo, A. S.; Cassemiro, F. A. S.; Diniz-Filho, J. A. F. 2012. Climatic history and dispersal ability explain the relative importance of *turnover* and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 21 (2): 191-197.
- Fiaschi, P., & Pirani, J. R. 2009. Review of plant biogeographic studies in Brazil. *Journal of Systematics and Evolution*, 47, 477-496.
- Galindo-Leal, C., & Câmara, I. G. (2003). Atlantic Forest hotspot status: an overview. In C. Galindo-Leal & I.G. Câmara (Eds.), *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook* (pp. 3-11). Washington: Island Press.
- Gardner, T.A. Barlow, J. Araujo, I.S. Ávila-Pires, T.C. Bonaldo, A.B. et al. The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. *Ecology Letters* 11:139–150.

- Garraffoni, A. R. Moura, F. R. Lourenço, A. P. 2017. Areas of endemism in the Atlantic Forest: quantitative biogeography insights from orchid bees (Apidae: Euglossini). *Apidologie*, 48(4):513-522.
- Grelle, C. E. V. Is higher-taxon analysis an useful surrogate of species richness in studies of Neotropical mammal diversity?. *Biological Conservation*, 108(1): 101-106.
- Haddad, N. M. Brudvig, L. A. Clobert, J. Davies, K. F. Gonzalez, A. Holt, R. D. et al., 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science advances*, 1(2): e1500052.
- Haffer, J. 1985. Avian zoogeography of the natural lowlands. In: Buckley, M. S. Foster, E.S. Morton, R.S. Buckley, F. G. (eds.). *Neotropical ornithology*, p. 113-146.
- Haffer, J. 1969. Speciation in Amazonian forest birds. *Science*, v.165, n.3889, p. 131-137.
- Harold, A. S. Mooi, R. D. 1994. Areas of endemism: definition and recognition criteria. *Systematic Biology*, 43: 261-266.
- Hutchinson, G. E. 1957. *A Treatise on Limnology*. John Wiley and Sons, New York, v. 1, p. 243.
- Kitching, R. L. Orr, A. G., Thalib, L., Mitchell, H. Hopkins, M. S. Graham, A. W. 2000. Moth assemblages as indicators of environmental quality in remnants of upland Australian rain forest. *Journal of applied Ecology*, 37(2): 284-297.
- Kremen, C. Colwell, R.K. Erwin, T.L. Murphy, D.D. 1993. Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conservation Biology*, 7:796-808.
- Kury, A. B. 2003. Annotated catalogue of the Laniatores of the New World:(Arachnida, Opiliones). *Revista Ibérica de Aracnología*, 7:5-337.
- Leitman, P. Amorim, A.M. Sansevero, J. B. B. 2015. Floristic patterns of epiphytes in the Brazilian Atlantic Forest, a biodiversity hotspot. *Botanical journal of the Linnean Society*, 179(4): 587-601.
- Levin, S.A. 1992. The problem of pattern and scale in Ecology. *Ecology* 73:1943-1967.
- Martins, F.M. 2011. Historical biogeography of the Brazilian Atlantic forest and the Carnaval-Moritz model of Pleistocene refugia: what do phylogeographical studies tell us?. *Biological Journal of the Linnean Society*, 104(3): 499-509.

- McQuillan P. B. 1999 The effect of changes in Tasmanian grasslands on the geometrid moth tribe Xanthorhoini (Geometridae: Larentiinae). In: Ponder, W. Lunney, D. (eds.). *The Other 99%. The Conservation and Biodiversity of Invertebrates*. Transactions of the Royal Society of New South Wales, Mosman, pp. 121–129.
- Melo, A. S. Rangel, T. F. L. V. B. Diniz-Filho, A. F. 2009. Environmental drivers of beta-diversity patterns in New-World birds and mammals. *Ecography*, 32: 226-236.
- Metzger, J. P., Martensen, A.C., Dixo, M., Bernacci, L.C., Ribeiro, M.C., Teixeira, A.M.G., & Pardini, R. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation*, 142, 1166-1177.
- Moreau, R. E. 1966. *The bird faunas of Africa and its islands*. Academic Press, Londres, UK .
- Morellato, L.P.C., & Haddad, C. F. B. 2000. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*, 32, 786–792.
- Morrone, J. J. 1994. On the identification of Areas of Endemism. *Systematic Biology*, 43: 438-441.
- Morrone, J. J. 2001. Homology, biogeography and areas of endemism. *Diversity and Distributions*, 7:297-300.
- Myers, N. mittermeier, R. A. Mittermeier, C. G. Fonseca, G. A. B. Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 845-853.
- Nogueira, A. A. Bragagnolo, C. DaSilva, M. B. Martins, T. K. Lorenzo, E. P. Perbiche-Neves, G. Pinto-da-Rocha, R. 2019. Historical signatures in the alpha and beta diversity patterns of Atlantic Forest harvestman communities (Opiliones-Arachnida). *Canadian Journal of Zoology*, n.ja.
- Oliveira-Filho, A., & Fontes, M. A L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in southeastern Brazil, and the influence of climate. *Biotropica*, 32, 793–810.
- Oliveira-Filho, A. T., Tameirão-Neto, E., Carvalho, W. A. C., Werneck, M., Brina, A.E., Vidal, C.V., Rezende, S.C., & Pereira, J. A. A. 2005. Análise florística do compartimento arbóreo de áreas de Floresta Atlântica sensu lato na região das

- Bacias do Leste (Bahia, Minas Gerais, Espírito Santo e Rio de Janeiro). *Rodriguésia*, 56, 185–235.
- Pinto-Da-Rocha, R. 1999. Opiliones. In: Brandão, C. R. F. Cancellato, E. M. (eds.). Invertebrados Terrestres. Biodiversidade do Estado de São Paulo. Síntese do conhecimento ao final do século XX. FAPESP, São Paulo, v.5, p. 35-44.
- Pinto-Da-Rocha, R. Silva, M.B. Bragagnolo, C. 2005. Faunistic similarity and historic biogeography of the harvestmen of southern and southeastern Atlantic Rain Forest of Brazil. *The Journal of Arachnology*, 33(2): 290-299.
- Pyron, R.A. Wiens J.J. 2013. Large-scale phylogenetic analyses reveal the causes of high tropical amphibian diversity. *Proceedings of Royal Society Biology*, 280 (1770) :1-10.
- Ribeiro, M. C. Metzger, J. P. Martensen, A. C. Ponzoni, F.J. Hirota, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142(6): 1141-1153.
- Sharma, P. Giribet, G. 2011. The evolutionary and biogeographic history of the armoured harvestmen – Laniatores phylogeny based on ten molecular markers, with the description of two new families of Opiliones (Arachnida). *Invertebrate Systematics*, 25: 106–142.
- Silva F. R. Almeida-Neto, M. Arena M. V. N. 2014. Amphibian Beta Diversity in the Brazilian Atlantic Forest: Contrasting the Roles of Historical Events and Contemporary Conditions at Different Spatial Scales. *PlosOne*, 9 (10): e109642.
- Silva, J. M. C. Rylands, A. B. Fonseca, G. A. B. 2005. The Fate of the Amazonian Areas of Endemism. *Conservation Biology*, 19 (3): 689–694.
- Silva, J.M.C. Casteleti, C.H.M. 2005. Estado da biodiversidade da Mata Atlântica brasileira. In: Galindo-Leal, C. Câmara, I.G. (eds.). *Mata Atlântica: Biodiversidade, ameaças e perspectivas*. Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo; Conservação International ,Belo Horizonte, p. 43-59.
- Svenning, J. C. SKOV, F. 2005. The relative roles of environment and history as controls of tree species composition and richness in Europe. *Journal of Biogeography*, 32:10191033.
- Terlizzi, A. Anderson, M. J. Bevilacqua, S. Frascetti, S. Włodarska-Kowalczyk, M. Ellingsen, K. E. 2009. Beta diversity and taxonomic sufficiency: do higher-level

- taxa reflect heterogeneity in species composition?. *Diversity and Distributions*, 15 (3): 450-458.
- Vasconcellos, R. L. Segat, J. C. Bonfim, J. A. Baretta, D. Cardoso, E. J. 2013. Soil macrofauna as an indicator of soil quality in an undisturbed riparian forest and recovering sites of different ages. *European Journal of Soil Biology*, 58:105-112.
- Veech, J. A. Crist, T. O. 2007. Habitat and climate heterogeneity maintain beta-diversity of birds among landscapes within ecoregions. *Global ecology and Biogeography*, 16 (5): 650-656..
- Vieira, L. C. Oliveira, N. G. Brewster, C. C. Gayubo, S. F. 2012. Using higher taxa as surrogates of species-level data in three Portuguese protected areas: a case study on Spheciformes (Hymenoptera). *Biodiversity and Conservation*, 21: 3467-3486.
- Wallace, A. R. 1852. On the monkeys of the Amazon. *Proceedings of the Zoological Society of London*, 20:107-110.
- Wiens J. J. Donoghue M. J. 2004. Historical biogeography, ecology and species richness. *Trends Ecol. Evol.*, 19: 639–644.
- Willig, M. R. Kaufman, D. M. Stevens, R. D. 2003. Latitudinal gradients of biodiversity: patterns, process, scales and synthesis. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34:273-309.

A presente tese está dividida nos dois capítulos abaixo:

Capítulo I: Diversidade e distribuição de opiliões (Arachnida: Opiliones) em um gradiente latitudinal na Floresta Atlântica: fatores históricos vs. ambientais

O principal objetivo deste capítulo é avaliar a distribuição espacial dos opiliões em um gradiente na Floresta Atlântica e os fatores ecológicos/históricos que podem explicar tais padrões

Capítulo II: Avaliando o uso de resoluções taxonômicas substitutas para diversidade de opiliões (Arachnida: Opiliones) em um gradiente latitudinal na Floresta Atlântica

Neste segundo artigo da tese, avaliamos a utilização de resoluções taxonômicas (gênero, subfamília, família, taxa indicadores e resolução intermediária) como substitutos para descrever riqueza e composição de opiliões em um gradiente na Floresta Atlântica.

Para alcançar os objetivos propostos cinco reservas de Floresta Atlântica localizadas na Bahia e em Sergipe foram amostradas. Adicionalmente, foram realizadas parcerias com a Universidade de São Paulo e a Universidade Federal da Paraíba para obtenção de dados de mais 12 áreas de Floresta Atlântica. Ao todo, foram utilizados dados de 19 localidades da Paraíba até o extremo sul da Bahia.

O manuscrito intitulado: “**Diversidade e distribuição de opiliões (Arachnida: Opiliones) em um gradiente latitudinal na Floresta Atlântica: fatores históricos vs. ambientais**”, se destina à submissão para o periódico *Diversity and distributions*. Os critérios de redação seguem as normas do periódico. As tabelas e figuras foram inseridas ao longo do texto para facilitar a compreensão dos membros da banca.

Diversidade e distribuição de opiliões (Arachnida: Opiliones) em um gradiente latitudinal na Floresta Atlântica: fatores históricos vs. ambientais

Alessandra Rodrigues Santos de Andrade^{1*}, Márcio Bernardino da Silva², Jacques Hubert Charles Delabie³.

¹ Programa de Pós-graduação em Ecologia e Biomonitoramento, Universidade Federal da Bahia, Avenida Barão de Jeremoabo, s/n, Salvador, BA, Brasil.

² Universidade Federal da Paraíba, Departamento de Sistemática e Ecologia, Centro de Ciências Exatas e da Natureza, João Pessoa, PB, Brasil.

³ Laboratório de Mirmecologia, CEPEC-UESC-UFSB, CEPLAC, 45600-970 Itabuna, BA, Brasil

*Autor para Correspondência: alessandra.rsandrade@gmail.com

Resumo

Objetivo: Analisar a distribuição dos opiliões em um gradiente latitudinal na Floresta Atlântica e os fatores histórico/ambientais que influenciam a distribuição destes organismos.

Localização: O estudo foi realizado em 19 remanescentes de Floresta Atlântica dispostos em um gradiente latitudinal compreendendo os seguintes estados: Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Bahia e Sergipe (Brasil).

Métodos: Para verificar a similaridade entre as localidades quanto à composição de espécies foi utilizada uma análise hierárquica de cluster. PERMANOVA foi realizada para testar diferenças composicionais entre Floresta Pluvial Costeira (FPC) e Floresta Estacional Semidecidual (FES), assim como, entre núcleos de congruência (NC) e regiões máximas de endemismo (RME). Foi realizada partição da beta-diversidade (*turnover* vs. aninhamento) para verificar qual componente melhor explicava os padrões encontrados. A relação entre as variáveis ambientais mensuradas e a distribuição das espécies foi realizada através da Análise de Correspondência Canônica (CCA).

Resultados: A maior riqueza de espécies foi encontrada para localidades no sul do gradiente amostrado e observa-se um decréscimo do número de espécies em relação a latitudes inferiores. Foi observado a separação da fauna em dois agrupamentos principais correspondentes a áreas de endemismo “Pernambuco” e “Bahia”. A composição de espécies apresentou estruturação espacial e houveram diferenças significativas da composição de opiliões entre NC e RME da AE “Bahia”. O componente *turnover* foi mais importante do que aninhamento em toda a beta-diversidade. Foram encontradas relações entre as variáveis ambientais (latitude, altitude, cobertura de vegetação na paisagem e temperatura média do trimestre mais quente) e determinadas espécies de opiliões.

Principais Conclusões: A explicação dos eixos do CCA indicam que outros fatores podem ter moldado a distribuição atual dos opiliões. Apesar da intensa fragmentação da Floresta Atlântica, os padrões biogeográficos atuais parecem ser influenciados, principalmente, por fatores históricos. A distribuição encontrada corrobora com as áreas de endemismo propostas para os opiliões, indica evidência dos modelos de refúgios pleistocênicos e mostra a importância do gradiente vegetacional na Floresta Atlântica sobre a distribuição dos opiliões.

Palavras-Chave: Áreas de endemismo, beta-diversidade, biogeografia de opiliões, gradientes ambientais, *turnover*.

1. INTRODUÇÃO

A resposta dos organismos aos gradientes ambientais vem sendo alvo de investigação da biogeografia e ecologia (Almeida-Neto et al., 2006; Leitman et al., 2015; Rubene et al., 2015; López-González et al., 2015). O padrão de riqueza de espécies ao longo de gradientes latitudinais, por exemplo, é um dos mais estudados (Rohde, 1992; Rodríguez & Arita, 2004) e diversas hipóteses (i.e. espécie-energia, hipóteses climáticas) tentam explicar esses padrões (Wright, 1983; Rahbek & Graves, 2001). Para entender os fatores responsáveis pelas diferentes respostas dos organismos a esses gradientes, o primeiro passo é descrever os padrões espaciais de distribuição das espécies. Compreender como a diversidade biológica está distribuída no espaço contribui ao entendimento da história biogeográfica das espécies (Maestri & Patterson, 2016), além de ser uma ferramenta útil para planos de conservação (Primack & Rodrigues, 2001).

A diversidade biológica pode ser analisada através da diversidade alfa (escala local) e da diversidade beta (escala regional). A diversidade beta foi definida por Whittaker (1960) como “a extensão da mudança na composição da comunidade ou grau de diferenciação da comunidade”. Esta pode ser dividida em dois componentes: *turnover* (mudanças na composição de espécies entre comunidades) e aninhamento -perda ou ganho de espécies entre comunidades (Harrison et al., 1992; Baselga, 2010). O estudo dos padrões de beta-diversidade é considerado uma das questões fundamentais para a biogeografia e ecologia, sendo mais importante que a diversidade alfa para a conservação e necessária para entendermos os fatores que controlam a diversidade nas comunidades ecológicas (Condit et al., 2002; Wiersma & Urban 2005; Carvalho et al., 2012).

Estudos sobre a distribuição espacial dos organismos (alfa e beta-diversidade) na Floresta Atlântica e os fatores que moldam essa distribuição são diversos e ocorrem em diferentes escalas espaciais (Pinto-da-Rocha et al., 2005; Uehara-Prado et al., 2007; Melo et al., 2009; Dobrovolski et al., 2012; Silva et al., 2015; Leitman et al., 2015; Oliveira & Fontes, 2000; Maestri & Patterson, 2016). Por exemplo, para epífitas da Floresta Atlântica, foi observada uma clivagem entre a parte norte e a parte sul do bioma e uma forte correlação com os gradientes de temperatura e de precipitação (Leitman et al., 2015). Já para roedores, a altitude e a latitude explicam a diversidade desses animais na América do Sul (Maestri & Patterson, 2016). Heterogeneidade de habitat e condições climáticas explicaram os padrões de beta-diversidade em mamíferos

e aves (Melo et al., 2009) e filtros ambientais, especiação e dispersão limitada são fatores que contribuem para os padrões de beta-diversidade de anfíbios na Mata Atlântica brasileira (Silva et al., 2014). Esses estudos ocorrem, geralmente, com foco em plantas e vertebrados (Costa et al., 2000; Pardini et al., 2005; Carvalho et al., 2012; Leitman et al., 2015), entretanto, os invertebrados ainda permanecem pouco explorados, apesar do crescente número de estudos com estes organismos (Brown-Jr & Freitas, 2000; Pinto-da-Rocha et al., 2005; Pinto-Leite et al., 2008; Maestri & Patterson, 2016; Lira et al., 2019). Os artrópodes são especialmente importantes em programas de monitoramento e planejamento de conservação devido a sua diversidade em ecossistemas terrestres e sensibilidade à distúrbios ambientais (Kremen et al., 1993).

Dentro os artrópodes, a resposta dos opiliões (Arachnida: Opiliones) a questões biogeográficas e fatores ambientais vem sendo alvo de diversas pesquisas (Almeida-Neto et al., 2006; Braganolo et al., 2007; Boyer & Giribet, 2009; DaSilva & Pinto-Da-Rocha, 2011). Estes animais despertam interesse para tais estudos devido as seguintes características: baixa capacidade de dispersão e sensibilidade a fatores físicos (Almeida-Neto et al., 2006; Curtis & Machado, 2007; Resende et al., 2012) e a alterações ambientais (Braganolo et al., 2007). Os opiliões compõem o terceiro maior grupo em riqueza dentre os aracnídeos, menor apenas que ácaros e aranhas. A maior diversidade desses organismos é relatada para as florestas tropicais (Pinto-da-Rocha et al., 2005) e o Brasil apresenta cerca de 1.000 espécies descritas (Kury, 2019).

A Floresta Atlântica é o bioma que apresenta a maior diversidade de opiliões do mundo (Pinto-da-Rocha, 1999) com altos níveis de endemismo: 97,5% das espécies de Laniatores e Eupnoi (subordens) são endêmicas do bioma (Pinto-da-Rocha et al., 2005). DaSilva et al., (2015), utilizando registros de espécies de opiliões endêmicos da Floresta Atlântica, detectaram 12 áreas de endemismo para o bioma, dentre estas, duas foram identificadas para a região nordeste, denominadas “Bahia” e “Pernambuco”. Os autores propõem que essas áreas de endemismo (AE) sejam divididas em um núcleo de congruência (NC) - área restrita onde ocorre a sobreposição considerável da distribuição de duas espécies - e regiões máxima de endemismo (RME), que correspondem a áreas de distribuição de espécies endêmicas de uma determinada AE mas que tem sua distribuição maior que essa restrição. O núcleo de congruência pode ser interpretado como uma área de origem de espécies, enquanto a região máxima de endemismo como hipótese de dispersão após isolamento (ver detalhes em DaSilva et al., 2015).

Hipóteses históricas sugerem que o surgimento de grandes rios e baías (i.e, Rio Doce, Rio Parnaíba, Baía de Todos os Santos) podem ter se tornado barreiras geográficas para a dispersão dos opiliões, delimitando os limites entre as áreas de endemismo (DaSilva & Pinto-da-Rocha, 2011; DaSilva et al., 2015). Refúgios pleistocênicos, transgressões marinhas e atividade tectônica também parecem ter desempenhado um papel importante na diversificação de opiliões na Mata Atlântica (Bragagnolo et al., 2015; DaSilva et al., 2015). Além dos fatores históricos, a distribuição de opiliões pode ser influenciada tanto por fatores abióticos quanto bióticos, incluindo condições climáticas e estrutura do habitat (Todd, 1949; Curtis & Machado, 2007; Tourinho et al., 2019). Contudo, a influência dos fatores físicos sobre a distribuição espacial dos opiliões tem sido pouco estudada (Curtis & Machado, 2007). Todd (1949) demonstrou que a temperatura e umidade são fatores preponderantes para explicar a distribuição e uso de habitat desses animais. Outros estudos também encontraram efeitos positivos da temperatura e umidade sobre a abundância de opiliões (Almeida-Neto et al., 2006; Resende et al., 2012) e reforçaram que os opiliões tropicais têm preferência por microhabitats úmidos (Goodnight & Goodnight, 1976; Gnaspini, 1996; Machado et al., 2000).

Nesse contexto, o objetivo principal deste estudo é analisar a distribuição dos opiliões em um gradiente na Floresta Atlântica do nordeste brasileiro e os fatores históricos e ambientais que podem explicar tais padrões. Pretende-se compreender como as diferenças na fitofisionomia da Floresta Atlântica neste gradiente pode influenciar na distribuição dos opiliões. Para alcançar esse objetivo, pretende-se: (I) Analisar a similaridade entre as diferentes localidades amostradas quanto à composição de opiliões; (II) Verificar se existem diferenças composicionais entre os núcleos de congruência (NC) das áreas de endemismo e as regiões máximas de endemismo (RME); (III) Verificar qual componente (*turnover* vs. aninhamento) explica melhor os padrões de beta-diversidade; e (IV) Relacionar os padrões observados com as variáveis ambientais, geográficas e hipóteses históricas. Espera-se: (I) que a distribuição das espécies seja concordante com as áreas de endemismo propostas para opiliões; (II) encontrar diferenças na composição entre as RME e os NC, como uma maior riqueza de espécies neste último; (III) Verificar relações entre variáveis relacionadas à temperatura e precipitação e a distribuição das espécies; (IV) Maior explicação do componente *turnover* para os padrões de beta-diversidade e maiores valores nas áreas de transição

entre diferentes AE e (V) mudanças vegetacionais ao longo do Bioma, Baía de Todos os Santos e Rio São Francisco como possíveis barreiras geográficas.

2. MÉTODOS

2.1 Área de estudo

Para avaliação dos substitutos de diversidade, foi estudada a ocorrência de opiliões em 19 remanescentes de Floresta Atlântica localizados em cinco Estados do nordeste brasileiro (Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe e Bahia). Esses remanescentes estão distribuídos ao longo de um gradiente latitudinal (Figura 1, Tabela 1) com latitude mínima de 6°58'12"S e máxima de 17°7'11.6"S, cobrindo uma área de aproximadamente 1.300 km. Esses remanescentes são classificados como áreas de Floresta Pluvial Costeira (13 localidades) e Floresta Estacional Semidecidual (6 localidades). A altitude média das localidades amostradas varia entre 8 e 700 m e os índices pluviométricos entre 1.032 e 2.114 mm/ano. Dentre o gradiente amostrado, o maior número de áreas de Floresta Atlântica protegidas concentra-se na Bahia (Nogueira et al., 2019) e na porção sul desse Estado, são encontradas as áreas de florestas mais úmidas.

2.2 Amostragem dos opiliões

Os opiliões foram amostrados através de duas técnicas: coleta manual noturna e amostra de serrapilheira (extrator de Winkler). As coletas ocorreram entre 2011 e 2018 e todas as localidades foram amostradas durante a estação chuvosa, visto que, os opiliões são extremamente dependentes da umidade (Curtis e Machado, 2007). Em cada localidade foram definidas 36 parcelas de 300m² (30m x 10m), com intervalos de, no mínimo, 50m. Em cada transecto foi realizada 1h de coleta manual noturna, totalizando 684h de esforço amostral ao final das coletas nas 19 localidades. Este método é utilizado em inventários de aracnídeos em regiões neotropicais (Bragagnolo & Pinto-da-Rocha, 2003; Bragagnolo et al., 2007; Resende et al., 2012). Como forma complementar, em cada localidade foram retiradas nove amostras de serrapilheira de 1m². Essas amostras foram transferidas para o extrator de Winkler (ver Bestelmeyer et al., 2000) onde permaneceram durante 48h. A coleta manual noturna é o método mais eficiente para representar riqueza e composição de opiliões e o Extrator de Winkler pode ser utilizado em inventários como método complementar para aumentar a riqueza registrada (Tourinho et al., 2014). Os opiliões foram identificados ao nível de

espécie/morfoespécie sempre que possível por um especialista e depositados nas coleções de aracnologia do Museu da Universidade de São Paulo (USP) e da Universidade Federal da Paraíba (UFPB).

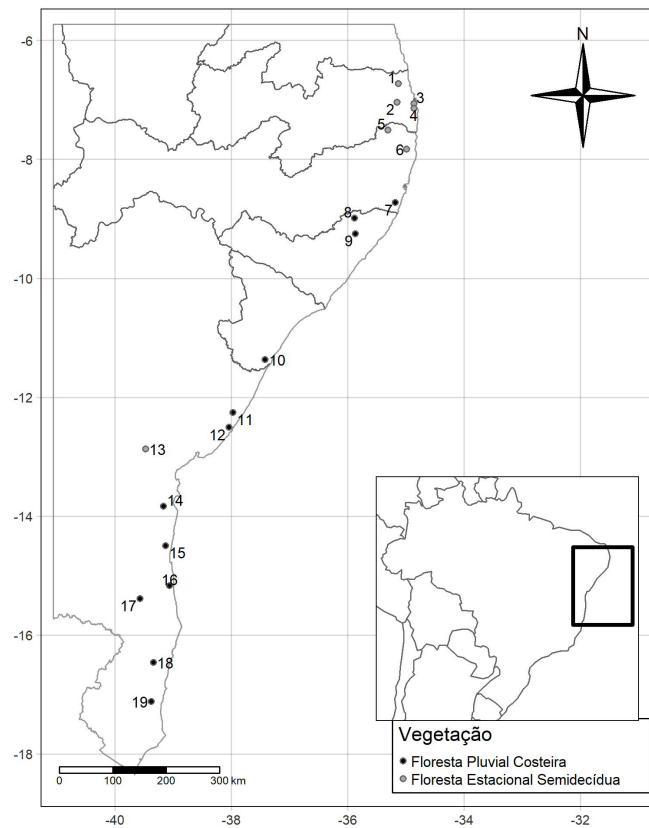


Figura 1: Localização dos 19 remanescentes de Floresta Atlântica amostrados nos seguintes estados: Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe e Bahia (Brasil). 1 = REBIO Guaribas, 2= RPPN Fazenda Pacatuba, 3= JB Benjamim Maranhão, 4=FLONA de Cabedelo, 5= Engenho Água Azul, 6= Usina São José, 7=REBIO de Saltinho, 8 =ESEC Murici, 9= Usina Serra Grande, 10= RPPN Mata do Crasto, 11= RPPN Faz. Lontra/Saudade, 12= Fazenda Camurujipe, 13= Reserva Jequitibá, 14=Reserva Ecológica da Michelin, 15=PE Serra do Conduru, 16= REBIO de Una, 17= RPPN Serra Bonita, 18= PARNA do Pau-Brasil, 19= PARNA do Descobrimento.

Tabela 1: Informações sobre as áreas de Floresta Atlântica amostradas no presente estudo nos estados da Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Bahia e Sergipe, Brasil. Coordenadas geográficas em graus, minutos, segundos (Datum WGS84). FES = Floresta Estacional Semidecidual; FPC = Floresta Pluvial Costeira Atlântica; ¹ Apresenta grandes manchas de muçunungas. AE = Área de Endemismo. NCB = Núcleo de congruência Bahia. MREB = Máxima região de endemismo Bahia. MREP = Máxima região de endemismo Pernambuco.

Localidade	Coordenadas	Vegetação	Área (ha)	AE
Flona de Cabedelo (PB)	6°58'12"S; 35°44'24"W	FES.	113,72	MREP
Rebio Guaribas (PB)	6°43'48"S; 35°7'48"W	FES	4.051,62	MREP
JB Benjamin Maranhão (PB)	7°8'40.92"S; 34°51'36"W	FES	343,79	MREP
RPPN Fazenda Pacatuba (PB)	7°2'24"S; 35°8'60"W	FES.	266,53	MREP
Engenho Água Azul (PE)	7°30'36"S; 35°18'36"W	FES	600	NCP
REBIO Saltinho (PE)	8°43'48"S; 35°10'48"W	FPC	564,58	NCP
Usina São José (PE)	7°49'48"S; 34°59'24"W	FES	28.000	MRE
Usina Serra Grande (AL)	8°59'24"S; 35°52'48"W	FPC	26.000	NCP
ESEC Murici (AL)	9°15'0"S; 35°52'12"W	FPC	6.131,53	NCP
RPPN Mata do Crasto (SE)	11°22'0.001"S; 37°25'0.001"W	FPC	1000	MREP
Fazenda Lontra/Saudade (BA)	12°15'36"S; 37°58'12"W	FPC	1377,33	MREB
Fazenda Camurujipe (BA)	12°30'36"S; 38°2'24"W	FPC	1.329	MREB
Reserva Jequitibá (BA)	12°52'15.132"S; 39°28'23.7"W	FES	150	MREB
Reserva Ecológica da Michelin (BA)	13°49'59.999"S; 39°10'0.001"W	FPC	3.096	NCB
Parque Estadual Serra do Conduru (BA)	14°30'0"S; 39°7'48"W	FPC	9.275	NCB
Reserva biológica de Una (BA)	15°10'12"S; 39°3'36"W	FPC	18.715,06	NCB
RPPN Serra Bonita (BA)	15°23'27.24"S; 39°34'0.48"W	FPC	2.500	NCB
PARNA do Pau-Brasil (BA) ¹	16°27'30.301"S; 39°20'30.599"W	FPC	18.935,55	MREB
PARNA do Descobrimento (BA) ¹	17°7'11.6"S; 39°22'37.499"W	FPC	22.693,97	MREB

Tabela 2: Camadas bioclimáticas disponíveis no WorldClim (Fick & Hijmans, 2017) com resolução de 30” de grau (pixels de cerca de 1km²). *Variáveis selecionadas após a Análise de Componentes Principais (PCA).

Camadas	Dados
BIO1	Temperatura média anual
BIO2*	Média da amplitude térmica diária (média mensal)
BIO3	Isotermalidade
BIO4	Sazonalidade da temperatura
BIO5	Temperatura máxima do mês mais quente
BIO6	Temperatura mínima do mês mais frio
BIO7	Amplitude da temperatura anual
BIO8	Temperatura média do trimestre mais úmido
BIO9	Temperatura média do trimestre mais seco
BIO10*	Temperatura média do trimestre mais quente
BIO11	Temperatura média do trimestre mais frio
BIO12*	Precipitação pluviométrica anual
BIO13	Precipitação pluviométrica do mês mais úmido
BIO14	Precipitação pluviométrica do mês mais seco
BIO15	Sazonalidade da precipitação pluviométrica (coeficiente de variação)
BIO16	Precipitação pluviométrica do trimestre mais úmido
BIO17	Precipitação pluviométrica do trimestre mais seco
BIO18	Precipitação pluviométrica do trimestre mais quente
BIO19	Precipitação pluviométrica do trimestre mais frio

2.3 Análises Estatísticas

Para a seleção das variáveis ambientais, foram obtidas rasters das 19 camadas bioclimáticas (Tabela 2) disponíveis no WorldClim versão 2.0 (Fick & Hijmans, 2017) com resolução de pixel de 30”, equivalente a cerca de 1 km². Os dados climáticos das condições atuais (1970-2000) foram submetidos a tratamento no Software ArcGis 10.5 (Esri, 2012; Brown et al., 2017), como ajuste e recorte da área amostrada. Para evitar a multicolinearidade entre as variáveis, foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA), utilizando a ferramenta SDM Toolbox do software ArcGis 10.5. As variáveis cujo coeficiente de correlação foi $\geq 0,7$ não foram incluídas no modelo. Através dessa análise foram excluídas 16 variáveis, e as análises seguintes foram realizadas utilizando: amplitude térmica (Bio2), temperatura média do trimestre mais quente (Bio10), precipitação anual (Bio12). Essas três variáveis, em conjunto, contribuíram para explicar 91,1% do conjunto de dados. Além dessas variáveis, foi utilizada a altitude média das localidades (informações extraídas no plano de manejo

das reservas e através do Google Earth versão 7.3.2), coordenadas geográficas (latitude e longitude em graus decimais) e a cobertura de vegetação na paisagem.

Para calcular a cobertura de vegetação remanescente para a paisagem (19 localidades de Floresta Atlântica amostradas) foi utilizado o Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI). Este índice varia de -1 a +1: valores próximo de zero correspondem a superfícies não vegetadas e quanto mais próximo de um, mais densa é a vegetação (Ponzoni et al., 2012). As imagens áreas analisadas foram obtidas através do satélite Landsat-8 (www.dgi.inpe.br/catalogo), utilizando as bandas 4 (vermelho) e a banda 5 (infravermelho próximo). As imagens são de 2014 a 2018 e foram consideradas aquelas com as menores coberturas de nuvens possíveis, para não dificultar as análises. Para cada localidade, foi delimitado um buffer de 5 km (sede das reservas como ponto central) através do plugin MMQGIS versão 8.9. Após o corte, foi calculado o NDVI através da calculadora raster do software QGIS versão 3.6.1. O NDVI é obtido através da razão entre a diferença das reflectâncias (infravermelho próximo e vermelho) e a soma das mesmas.

Com o objetivo de verificar a similaridade das áreas amostradas em relação à composição de espécies, foi utilizado a Análise Hierárquica de Cluster. A matriz utilizada consistiu na presença (1)/ausência(0) das espécies nas 19 áreas amostradas. A análise de agrupamento foi realizada utilizando a média aritmética (UPGMA: agrupamento pelas médias aritméticas não ponderadas), a partir do índice de Jaccard. Para avaliar se a análise de agrupamento reflete os dados originais, foi utilizado o coeficiente de correlação cofenética. A correlação cofenética é obtida pela correlação de Pearson (com 10.000 permutações) entre a matriz original de similaridade e a matriz cofenética. Quanto maior a correlação, maior a representatividade da análise (Carvalho et al., 2018).

As diferenças na distribuição de opiliões entre o núcleo de congruência (NC) das áreas de endemismo (AE) e suas respectivas região máxima de endemismo (RME) foram testadas utilizando a análise multivariada permutacional de variância (PERMANOVA one-way), com alfa adotado de 0.05 e utilizando o índice de Bray-Curtis. O efeito da distância geográfica das localidades amostradas sobre a assembleia de opiliões foi verificado através do teste de Mantel (999 permutações). Para a realização do teste foi utilizada duas matrizes: (I) distância geográfica entre as localidades (Euclidiana) e (II) matriz de dissimilaridade da composição das espécies (Bray-Curtis).

A análise das relações entre variáveis ambientais (bio 02, bio 10, bio 12, latitude, longitude, altitude e cobertura de vegetação remanescente) e espécies de opiliões foi realizada através da Análise de Correspondência Canônica (CCA). Esta análise multivariada é a mais indicada para obter-se uma relação mais estreita das variáveis ambientais com a abundância de espécies (Kent & Coker, 1992). A CCA requer duas matrizes: uma com dados das espécies (utilizou-se as abundâncias das espécies em cada unidade amostral e transformação logarítmica desses dados) e outra com variáveis ambientais. O grau de colinearidade foi determinado através do VIF - Fator de Inflação da Variância. (Eisenlohr, 2014). De acordo com Oksanen et al., (2011), valores de VIF acima de 10 indicam que as variáveis estão correlacionadas entre si. Para analisar a relação das variáveis ambientais nos eixos canônicos foram realizadas regressões múltiplas. Com o objetivo de verificar se existe correlação significativa entre as duas matrizes (espécies vs. variáveis ambientais), foi realizado o Teste de Monte Carlo (999 permutações).

Os componentes da beta-diversidade foram calculados utilizando uma matriz de presença (1)/ ausência (0) das 88 espécies nas 19 áreas amostradas. Três medidas de beta-diversidade foram utilizadas: β_{SOR} - índice de dissimilaridade de Sorensen; β_{SIM} - índice de dissimilaridade de Simpson (correspondente ao componente *turnover*) e β_{SNE} -índice correspondente ao componente aninhamento da dissimilaridade de Sorensen (Baselga & Orme, 2012). Todas as análises descritas acima foram realizadas utilizando o software R versão 3.3.1, utilizando os seguintes pacotes: Vegan (Oksanen et al., 2016) e Betapart (Baselga et al., 2018).

3. RESULTADOS

Riqueza e diversidade

Foram coletados 3.566 indivíduos distribuídos em seis famílias, 36 gêneros e 88 espécies (Tabela 3). Gonyleptidae foi a família que obteve maior riqueza (n= 50; 52,6%), seguida de Cosmetidae (n=17; 17,8%) e Stygnidae (n=14; 14, 7%). Dentre a família Gonyleptidae, a subfamília que obteve maior número de espécies (n= 23; 26,1%) foi Heteropachylinae. Já as famílias com o menor número de espécies foram Criptogeobiidae, Kimulidae e Zalmoxidae (n=2; 2,2%).

As espécies que obtiveram as maiores abundâncias foram: *Pickeliana pickeli* Mello-Leitão, 1932 (n = 667; 18,7%), seguido de *Pseudopucroliia discrepans* Roewer,

1943 (n = 438; 12,2%) e *Cynorta ceara* (n = 209; 5,8). Essas espécies estavam amplamente distribuídas em localidades da área de endemismo “Pernambuco”.

Nove espécies/morfoespécies apresentaram apenas um indivíduo e ocorreram conseqüentemente somente em uma localidade, sendo elas: Criptogebiidae sp.2; Escadabiidae sp.2; Escadabiidae sp.3; *Eugyndes* sp.1; *Heteropachylus* sp.4; *Pseudopucroliia cf. incerta* Mello-Leitão, 1928; *Eusarcus* sp.1; Pachylinae sp.4; *Paraphareus* sp.1. As espécies que apresentaram apenas dois indivíduos e só ocorreram numa única área foram: Criptogebiidae sp.1; Escadabiidae sp.1; *Encheiridium* sp.; *Heteropachylus* sp.1; *Heteropachylus* sp.2; *Tegiopiolus pachypus* Rower, 1949; *Gaibulus schubarti* Roewer, 1943; *Pickeliana albimaculata* Hara & Pinto-da-Rocha, 2008; e *Protimesius junina* Manzanilla & Pinto-da-Rocha, 2006.

As áreas que apresentaram maior riqueza de espécies estão localizadas no sul da Bahia (Tabela 3), sendo elas: RPPN Serra Bonita (n = 26; 29,5%), seguida do Parque Estadual Serra do Conduru (n = 19; 21,5%), Reserva Biológica de Una (n = 19; 21,5%) e Parque Nacional do Pau-Brasil (n=19; 21,5%). Já as menores riqueza foram registrada nas seguintes reservas: Flona de Cabedelo, Rebio Guaribas e RPPN Fazenda Pacatuba, todas localizadas no estado da Paraíba e com apenas duas espécies (2, 2%).

Nas áreas localizadas nos estados da Paraíba, Pernambuco, Alagoas e Sergipe duas espécies foram dominantes: *P. pickeli* e *P. discrepans* Roewer, 1943 com valores variando entre 24,8% e 90% (Tabela 3). Já na Bahia, observa-se diferentes espécies como dominantes em cada localidade e os menores índices de dominância, variando entre 17% e 63% (Tabela 3).

Similaridade entre as áreas e estruturação espacial

O resultado da análise cofenética mostrou que o dendrograma (Figura 2) gerado pela análise hierárquica de cluster é representativo ($R^2= 0,96$; $p<0,01$). Podemos distinguir dois principais agrupamentos: o primeiro contendo todas as localidades amostradas nos estados de Paraíba, Pernambuco, Alagoas e Sergipe (I) e o segundo contendo as localidades amostradas na Bahia (II). Menores dissimilaridades foram observadas em localidades mais próximas geograficamente, como, por exemplo, ESEC Murici vs. Usina Serra Grande e Faz. Camurujipe vs. RPPN Fazenda Lontra/Saudade (Figura 2; Material Suplementar, Tabela 4).

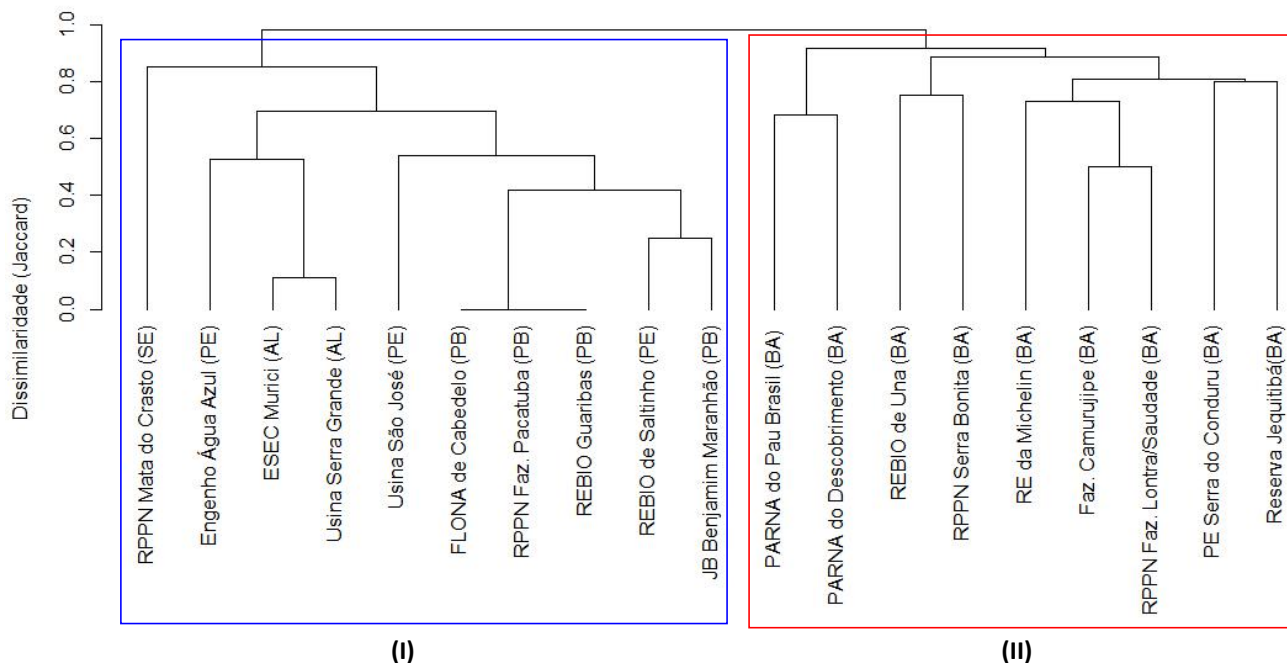


Figura 2. Dendrograma resultante da Análise Hierárquica de Cluster baseada na presença/ausência das 88 espécies nas 19 áreas amostradas. Correlação cofenética- $R^2=0,96$. Método de agrupamento: UPGMA. Quadrado azul: grupo “Pernambuco”; quadrado vermelho: grupo “Bahia”.

O resultado do teste de Mantel revelou que a composição de espécies apresentou estruturação espacial correlacionada com a distância geográfica ($R^2 = 67,7$; $p < 0.001$). Ou seja, áreas mais próximas apresentam uma maior similaridade quanto à composição de espécies (Figura 3). Diferenças significativas foram encontradas na comparação da distribuição dos opiliões entre os núcleos de congruência da AE “Bahia” e respectiva região máxima de endemismo ($F = 3, 2$; $p < 0.001$). Enquanto que para AE “Pernambuco”, não foram encontradas diferenças significativas entre o NC e a RME ($F = 1.57$; $p = 0.152$).

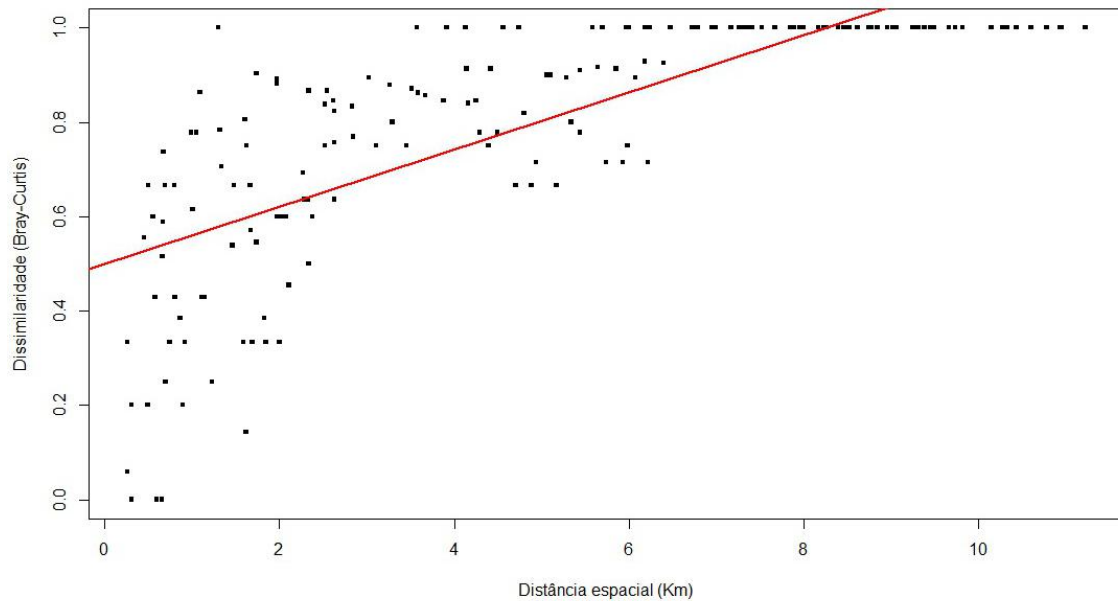


Figura 3: Relação entre a distância geográfica e similaridade da assembleia de opiliões ao longo de um gradiente na Floresta Atlântica do nordeste brasileiro ($R^2= 67,7$ $p<0.001$).

Relação entre variáveis vs. Assembleia de opiliões

A análise do Valor de Inflação da Variância (VIF) indicou auto-correlação entre as variáveis latitude e longitude ($VIF > 10$), logo, para a realização do CCA, a variável longitude foi excluída desta análise. Para a realização do triplot, foram consideradas as variáveis ambientais mais correlacionadas com os eixos canônicos ($R^2 > 0,30$), sendo elas: bio 10, altitude, latitude e cobertura de vegetação remanescente. O teste de permutação de Monte Carlo indicou que as matrizes de abundâncias das espécies e variáveis ambientais foram significativamente correlacionadas ($p= 0,001$) para o primeiro eixo, entretanto, os dois eixos de ordenação resultante da análise de correspondência canônica explicaram em conjunto apenas 27.6% da variabilidade encontrada. A baixa explicação dos eixos canônicos indica que outros fatores podem estar influenciando a distribuição dos opiliões.

As correlações entre as variáveis ambientais e os eixos do CCA revelaram que o primeiro eixo esteve mais correlacionado com a latitude, altitude e cobertura da vegetação. Em relação ao segundo eixo, observamos uma maior correlação da variável Bio10 com o lado negativo e da variável altitude com o lado positivo (Material

suplementar, Tabela 1). Os efeitos da latitude mostram a segregação da fauna nos mesmos dois grupos identificados pela análise hierárquica de Cluster (Figura 3).

A análise do gráfico resultante da CCA (Figura 4; Material suplementar, Tabelas 1, 2 e 3) permite apontar que a altitude e a cobertura de vegetação na paisagem esteve mais correlacionada com espécies que foram registradas apenas na RPPN Serra Bonita, Reserva Jequitibá e PE Serra do Conduru (*Cosmetidae* sp.1; *Escadabiidae* sp.2; *Eusarcus acrophtalmus* Hara & Pinto-da-Rocha, 2010; *Ceratoleptes proboscis* Soares & Soares, 1979; *Eusarcus incus* Soares & Soares, 1946; *Gonyleptinae* sp.1; *Heteropachylineae* sp.1; *Magnispina* sp.1; *Metavononoides albosigilatus* Mello-Leitão, 1941; *Magnispina* sp.3, *Mitobatinae* sp.1, *Mitogoniella unicornis* DaSilva & Gnaspini, 2010, *Protimesius bahiensis* Pinto-da-Rocha & Manzanilla, 2009 e *P. junina*). Já as maiores temperaturas no trimestre mais quente esteve mais relacionadas com espécies que foram registradas apenas na RPPN Mata do Crasto, sendo elas *Escadabius* sp. e *Eusarcus sergipanus* Hara & Pinto-da-Rocha, 2010.

Beta-diversidade

O particionamento da beta-diversidade mostrou que a proporção do componente *turnover* ($\beta_{SIM} = 0.88$) em toda a beta-diversidade ($\beta_{SOR} = 0.93$) foi maior do que o componente aninhamento ($\beta_{SNE}=0.05$). Quando as áreas de endemismo detectadas pela análise hierárquica de cluster são analisadas separadamente, observamos também maiores valores de *turnover* tanto na AE “Bahia” ($\beta_{SOR} = 0.87$; $\beta_{SIM} = 0.82$; $\beta_{SNE}= 0.05$) quanto na AE “Pernambuco” ($\beta_{SOR} = 0.76$; $\beta_{SIM}= 0.52$; $\beta_{SNE}=0.23$). Entretanto, analisando o cluster gerado com os valores de β_{SNE} para a área de endemismo Pernambuco, juntamente com a lista de espécies (Tabela 3), observamos que existe uma perda gradual de espécies na área da Usina São José (PE) em direção as áreas localizadas na Paraíba gerando um padrão aninhado entre as áreas de floresta estacional semidecidual dessa AE (localizadas na região máxima de endemismo da AE “Pernambuco”). O maior *turnover* em relação a região mais ao sul (Figura 5) e a nítida redução da riqueza nas latitudes inferiores sugerem que as espécies com endemismo mais restrito ocorrem ao sul do gradiente estudado. Podemos observar elevada dissimilaridade entre áreas na zona de transição entre as diferentes AE (RPPN Fazenda Lontra/Saudade vs. RPPN Mata do Crasto) e entre o NC da AE “Bahia” e áreas localizadas no extremo sul do Estado (Material Suplementar, Tabela 04).

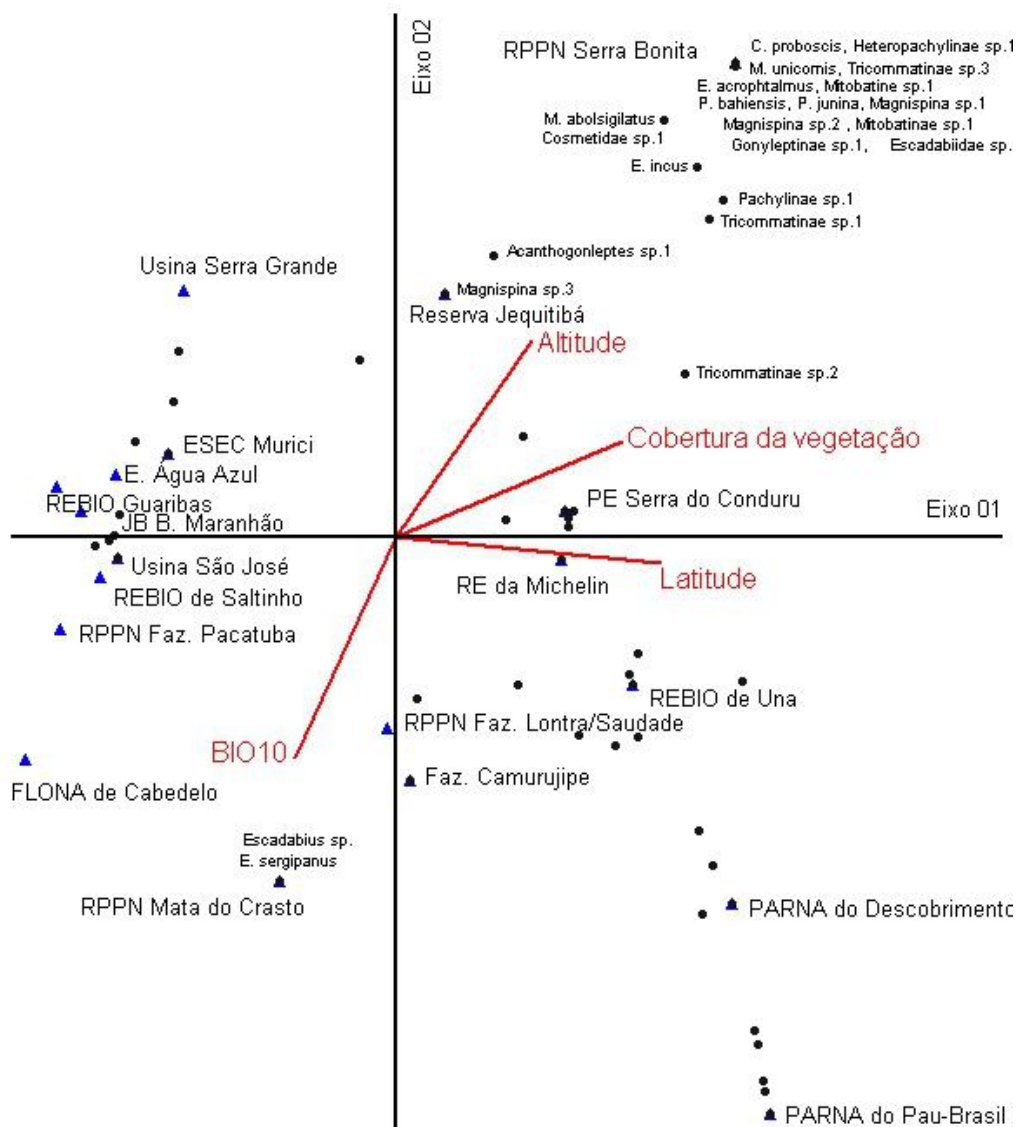
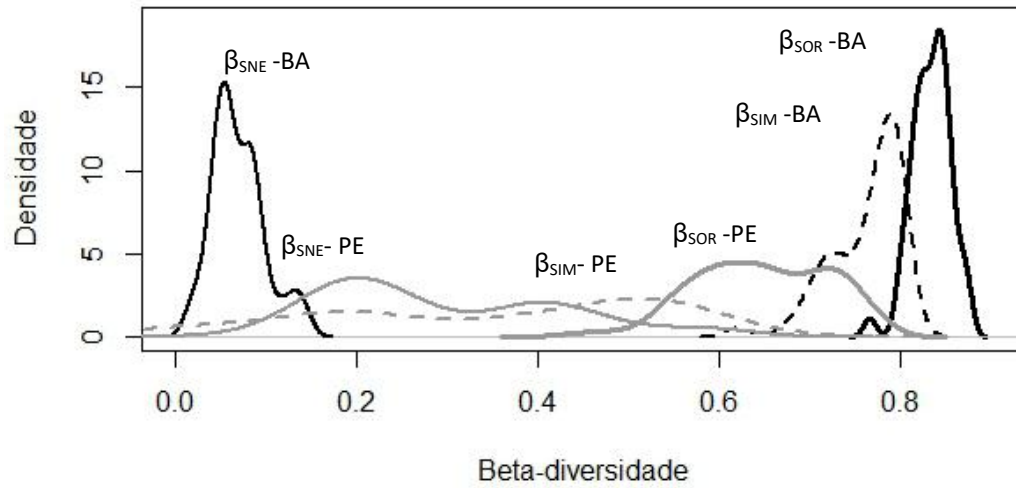
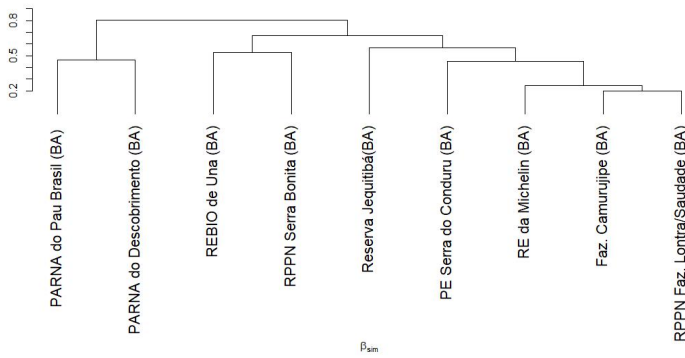


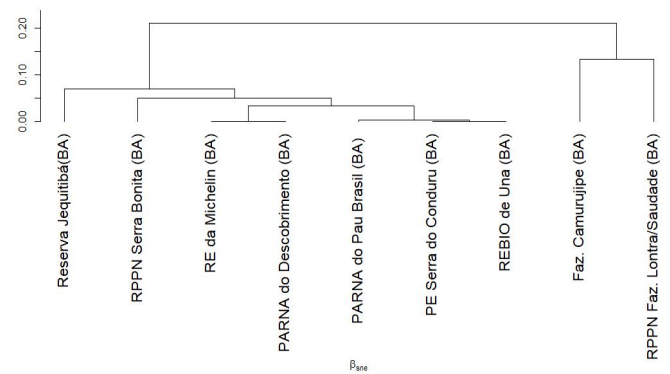
Figura 4: Análise de Correspondência Canônica (CCA), baseado na abundância das 88 espécies amostradas nas 19 áreas de Floresta Atlântica amostradas. Círculos pretos = espécies; Triângulos azuis: localidades. BIO 10: Temperatura média do trimestre mais quente. Foram plotadas as espécies mais correlacionadas com os eixos canônicos.



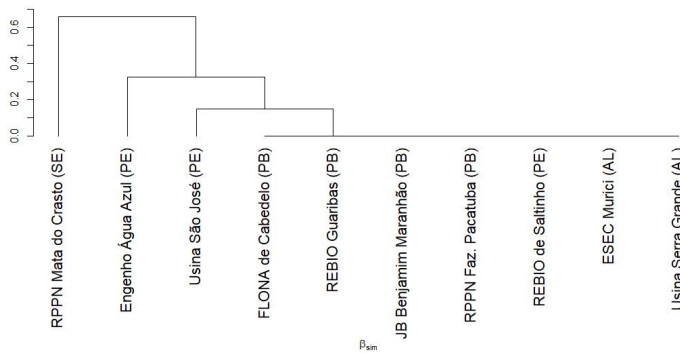
(A)



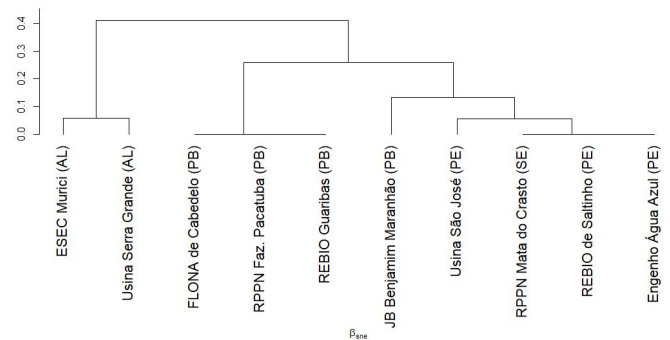
(B)



(C)



(D)



(E)

Figura 5: (A) Partição de β_{SOR} (linha sólida) em β_{SIM} (linha tracejada) e β_{SNE} (linha pontilhada) para área de endemismo (AE) “Bahia” (linhas pretas) e “Pernambuco” (linhas cinzas), usando 100 amostras de 8 localidades de cada conjunto de dados; (B) e (D) Agrupamento utilizando as espécies e o componente β_{SIM} (Método:UPGMA) de espécies na AE “Bahia” e “Pernambuco”, respectivamente; (C) e (E) Agrupamento utilizando as espécies e o componente β_{SNE} (Método: UPGMA) de espécies na AE “Bahia” e “Pernambuco”, respectivamente.

Tabela 3: Abundância das espécies encontradas nas 19 áreas amostradas. FC – Fazenda Camurujipe; LS – RPPN Fazenda Lontra/Saudade; SC – Parque Estadual Serra do Conduru; UN – Reserva Biológica de Una; SB- RPPN Serra Bonita; MU- Estação Ecológica de Murici; SG- Usina Serra Grande; SJ – Usina São José; SA- REBIO Saltinho; PA – RPPN Faz. Pacatuba; AA- Engenho Água Azul; BM- Jardim Botânico Benjamin Maranhão; GU- REBIO Guaribas; CA- Flona de Cabedelo; RC – RPPN Mata do Crasto; RJ – Reserva Jequitibá; RM – Reserva Ecológica da Michelin; PP- Parna do Pau Brasil; PD – Parna do Descobrimento.

Espécies	Localidades																		
	FC	LS	SC	UN	SB	MU	SG	SJ	SA	PA	AA	BM	GU	CA	RC	RJ	RM	PP	PD
Família Cosmetidae																			
Cosmetidae <i>sp.1</i>	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Subfamília Cosmetinae																			
<i>Cosmetus sp.1</i>	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
<i>Cynorta sp.1</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	95	-
<i>Cynorta ceara</i>	-	-	-	-	-	13	13	27	139	-	2	15	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cynorta seminata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	53
<i>Flirtea picta</i>	35	20	33	15	11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	55	50	-	-
<i>Metavononoides sp.1</i>	-	-	34	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Metavononoides sp.2</i>	-	-	-	37	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Metavononoides sp.3</i>	-	-	-	21	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Metavononoides sp.4</i>	-	-	7	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9	-	-
<i>Metavononoides sp.5</i>	-	-	-	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Metavononoides sp.6</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	42
<i>Metavononoides albosigilatus</i>															-	9	-	-	-
	-	-	-	-	28	-	-	-	-	-	-	-	-	-					

Tab. 3 - Continuação

	FC	LS	SC	UN	SB	MU	SG	SJ	SA	PA	AA	BM	GU	CA	RC	RJ	RM	PP	PD
Família Criptogobiidae																			
Criptogobiidae <i>sp.1</i>	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Criptogobiidae <i>sp.2</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
Família Escadabiidae																			
Escadabiidae <i>sp.1</i>	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Escadabiidae <i>sp.2</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Escadabiidae <i>sp.3</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Escadabius <i>schubarti</i>	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-
Escadabius <i>sp.1</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7	-	-	-	-
<i>Jim benignus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-
Família Gonyleptidae																			
<i>Eugyndes sp.1</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Subfamília Caelopyginae																			
<i>Metarthrodes bimaculatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	111	-
Subfamília Mitobatinae																			
<i>Encheiridium sp.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-
Mitobatinae <i>sp.1</i>	-	-	-	-	9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Subfamília Goniosomatinae																			
<i>Mitogoniella modesta</i>	-	-	2	-	-	29	8	-	-	-	-	-	-	-	-	60	7	-	-
<i>Mitogoniella unicornis</i>	-	-	-	-	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Subfamília Gonyleptinae																			
<i>Acanthogonyleptes sp.1</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-	-	-
Gonyleptinae <i>sp.1</i>	-	-	-	1	198	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tab. 3 - Continuação	FC	LS	SC	UN	SB	MU	SG	SJ	SA	PA	AA	BM	GU	CA	RC	RJ	RM	PP	PD
<i>Gonyleptinae sp.2</i>	-	-	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Metagonyleptes calcar</i>	-	-	-	-	11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	15	8
Subfamília Heteropachylinae																			
<i>Heteropachylinae sp.1</i>	-	-	-	-	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Heteropachylinae sp.2</i>	17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Heteropachylinae sp.3</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	21	-	-
<i>Heteropachylinae sp.4</i>	-	-	11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Heteropachylus cf. peracchii</i>	13	7	-	16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Heteropachylus crassicalcanei</i>	-	-	15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8	-	-	-
<i>Heteropachylus sp.1</i>	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Heteropachylus sp.2</i>	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Heteropachylus sp.3</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2
<i>Heteropachylus sp.4</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Heteropachylus sp.5</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	30	-	-
<i>Heteropachylus sp.6</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12
<i>Magnispina sp.1</i>	-	-	-	-	69	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Magnispina sp.2</i>	-	-	-	-	32	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Magnispina sp.3</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	-	-	-
<i>Pseudopucroliia cf. incerta</i>	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudopucroliia discrepans</i>	-	-	-	-	-	42	4	125	109	1	-	115	9	33	-	-	-	-	-
<i>Pseudopucroliia mutica</i>	-	-	-	23	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12	17	13	3	23
<i>Pseudopucroliia sp.1</i>	-	-	25	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tab. 3 – Continuação

	FC	LS	SC	UN	SB	MU	SG	SJ	SA	PA	AA	BM	GU	CA	RC	RJ	RM	PP	PD
<i>Pseudopucrolia sp.1</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8	-	-
<i>Pseudopucrolia sp.2</i>	-	-	-	-	-	16	1	-	39	-	32	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudopucrolia sp.3</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8	-	-
Subfamília Pachylinae																			
<i>Ceratoleptes proboscis</i>	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Discocyrtus singularis</i>	-	-	23	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	19	-	-
<i>Discocyrtus sp.1</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	16
<i>Eusarcus acrophtalmus</i>	-	-	-	-	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Eusarcus incus</i>	-	-	3	-	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Eusarcus sergipanus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	13	-	-	-	-
<i>Eusarcus sp.1</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Eusarcus sp.2</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-
<i>Lacronia sp.1</i>	69	81	11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	13	6	-	-
<i>Pachylinae sp.1</i>	-	-	-	3	21	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-
<i>Pachylinae sp.2</i>	-	-	9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pachylinae sp.3</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20
<i>Pachylinae sp.4</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Pachylinae sp.5</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-
<i>Parapucrolia ocellata</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-
Subfamília Tricommatinae																			
<i>Tricommatinae sp.1</i>	-	-	-	4	12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tricommatinae sp.2</i>	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tab. 3 – Continuação

	FC	LS	SC	UN	SB	MU	SG	SJ	SA	PA	AA	BM	GU	CA	RC	RJ	RM	PP	PD
Família Kimulidae																			
<i>Tegiopiolus pachypus</i>	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tegiopiolus sp.1</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	8	-
Família Stygnidae																			
<i>Gaibulus schubarti</i>	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gaibulus sp.</i>	2	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	13	19	1
Subfamília Stygninae																			
<i>Paraphareus sp1</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pickeliana albimaculata</i>	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pickeliana capito</i>	14	18	8	46	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9	39	11
<i>Pickeliana pickeli</i>	-	1	-	-	-	48	63	69	214	9	39	150	15	20	39	-	-	-	-
<i>Pickeliana sp.1</i>	-	-	-	-	-	35	17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pickeliana sp.2</i>	-	-	-	-	-	7	12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pickeliana sp.3</i>	-	-	1	16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pickeliana sp.4</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	66	-	-	-
<i>Protimesius bahiensis</i>	-	-	-	-	18	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Protimesius junina</i>	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Protimesius mendopictus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Família Zalmoxidae																			
Zalmoxidae sp.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-
<i>Pirassunungoleptes sp.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	3
TOTAL	152	127	200	203	471	193	119	224	501	10	77	280	24	55	71	242	204	213	202

Tabela 4: Riqueza e diversidade de opiliões (Arachnida: Opiliones) amostrados em 19 remanescentes de Floresta Atlântica do Nordeste brasileiro.

Localidades	Riqueza	Espécie dominante	Índice de dominância (Berger-Parker)
Flona de Cabedelo (PB)	2	<i>Pseudopucroliia discrepans</i>	0.6226
Rebio Guaribas (PB)	2	<i>Pickeliana pickeli</i>	0.6250
JB Benjamin Maranhão (PB)	3	<i>Pickeliana pickeli</i>	0.5357
RPPN Fazenda Pacatuba (PB)	2	<i>Pickeliana pickeli</i>	0.9
Engenho Água Azul (PE)	4	<i>Pickeliana pickeli</i>	0.5065
REBIO Saltinho (PE)	4	<i>Pickeliana pickeli</i>	0.4271
Usina São José (PE)	5	<i>Pseudopucroliia discrepans</i>	0.5580
Usina Serra Grande (AL)	8	<i>Pickeliana pickeli</i>	0.5294
ESEC Murici (AL)	9	<i>Pickeliana pickeli</i>	0.2487
RPPN Mata do Crasto (SE)	4	<i>Pickeliana pickeli</i>	0.5417
Fazenda Lontra/Saudade (BA)	5	<i>Lacronia</i> sp.	0.6377
Fazenda Camurujipe (BA)	7	<i>Lacronia</i> sp.	0.4539
Reserva Jequitibá (BA)	12	<i>Pickeliana</i> sp.4	0.2705
Reserva Ecológica da Michelin (BA)	15	<i>Flirtea picta</i>	0.2439
Parque Estadual Serra do Conduru (BA)	19	<i>Metavononoides</i> sp.1	0.17
Reserva biológica de Una (BA)	19	<i>Pickeliana capito</i>	0.2266
RPPN Serra Bonita (BA)	26	Gonyleptinae sp.1	0.4203
PARNA do Pau-Brasil (BA)	19	<i>Cynorta</i> sp.1	0.4439
PARNA do Descobrimento (BA)	15	<i>Cynorta seminata</i>	0.2611

4. DISCUSSÃO

A maior riqueza encontrada na família Gonyleptidae Sundevall, 1833 também verifica-se em outros locais do Brasil (Bragagnolo & Pinto-da-Rocha, 2003; Bragagnolo et al., 2007; Resende et al., 2012). Em São Paulo, por exemplo, esta família representa cerca de 90% das espécies registradas para o estado (Pinto-da-Rocha, 1999). Gonyleptidae é uma das famílias mais diversificadas tanto em número de espécies quanto em características morfológicas (Kury & Pinto-da-Rocha, 2007), com mais de 800 espécies descritas (Kury, 2019). Esta família apresenta uma elevada endemicidade na Floresta Atlântica (Pinto-da-Rocha et al., 2005) como, por exemplo, espécies da subfamília Caelopyginae (ex. *Metharthrodes bimaculatus* Roewer, 1913), que é endêmica do bioma (DaSilva & Pinto-da-Rocha, 2011). Heteropachylinae (Gonyleptidae) foi a subfamília com maior número de espécies encontradas no nosso trabalho. Esta subfamília ocorre do Norte do Rio Doce até o nordeste do Brasil e possui uma grande quantidade de espécies amplamente distribuídas (Gueratto et al., 2017). Por exemplo, *P. discrepans* (Gonyleptidae: Heteropachylinae), uma espécie comumente encontrada em enclaves de Mata Atlântica no nordeste do Brasil (Mendes, 2011; Azevedo et al., 2016), foi amplamente amostrada, ocorrendo em 8 das 19 localidades amostradas. Esta espécie é considerada endêmica da AE “Pernambuco” (DaSilva et al., 2015).

As famílias Cosmetidae Koch, 1939 e Stygnidae (segunda e terceira com maior riqueza de espécies, respectivamente) são mais numerosas na Região Amazônica (Kury & Pinto-da-Rocha, 2007; Pinto-da-Rocha, 2007) em comparação com a Floresta Atlântica. Espécies da família Cosmetidae, principalmente as espécies do gênero *Metavononoides*, apresentam distribuição limitada (Kury & Pinto-da-Rocha, 2007); como observado nesse estudo em que as espécies desta família não ocorreram em mais de duas localidades, exceto *Flirtea picta* Perty, 1833 e *Cynorta ceara* Roewer, 1927. A maior distribuição dessas duas últimas espécies é relatada na literatura. *F. picta*, por exemplo, é uma espécie amplamente distribuída na Bahia, ocorrendo de Mata de São João até Porto Seguro (Kury & García, 2016).

A quantidade de espécies raras registradas em todas as localidades nesse estudo é comum em estudos de diversidade. Coddington et al. (2009) demonstraram que estudos sobre a diversidade com artrópodes em florestas tropicais apresentam cerca de 30% de frequência de *singletons*. Explicações diversas são levantadas para a ocorrência dessas espécies raras, desde problemas de amostragem (Novotny & Basset, 2000;

Coddington et al., 2009), espécies com baixos níveis populacionais (Novotony & Basset, 2000) e o fato dos *singletons*, muitas vezes, tender a ser pequenos e possivelmente de difícil detecção pelos métodos de amostragem clássicos (Coddington et al., 2009). Segundo Magurran & Henderson (2003), as comunidades aparentam ser formadas por espécies persistentes e ocasionais em estudos de longo prazo, enquanto podem ser consideradas raras em estudos pontuais. Contudo, no presente estudo, apesar de um esforço amostral bem distribuído espacialmente, esse foi realizado num curto período de tempo, o que, logo, impossibilita uma discussão aprofundada sobre a raridade das espécies.

A maior riqueza e diversidade nas áreas pertencentes a Floresta Atlântica Pluvial Costeira em comparação a áreas de Floresta Estacional Semidecidual, já era esperado, visto que, esses dois tipos de vegetação apresentam diferenciações bióticas e abióticas (i.e. diferenças na composição vegetal e microclimáticas) (Morellato et al., 2000; Oliveira-filho & Fontes, 2000; Marques et al., 2011) que podem influenciar na distribuição dos opiliões. Oliveira-filho & Fontes (2000) investigando florestas ombrófilas e semidecíduais no sudeste do Brasil, encontraram diferenças florísticas associadas, principalmente, ao regime de chuvas. Para opiliões, um padrão similar também foi observado por Pinto-da-Rocha et al., (2005), em que a riqueza de espécies em floresta ombrófila foi superior quando comparada a áreas de floresta semidecídua e cerrado. DaSilva & Gnaspini, (2010) observaram também espécies de opiliões que ocorrem apenas em áreas de floresta pluvial costeira, como *Mitogoniella modesta* Perty, 1833 e *M. unicornis* DaSilva & Gnaspini, 2010, assim como, observado no presente estudo.

A separação encontrada da assembléia pela análise hierárquica de cluster em dois grupos principais corrobora a proposta das áreas de endemismo “Bahia” e “Pernambuco” de DaSilva et al., (2015). Esses autores utilizaram métodos da biogeografia histórica (análise de parcimônia e análise de endemicidade) combinados com critérios qualitativos para detectarem tais áreas. Áreas de endemismo na Bahia e/ou Pernambuco também já foram também relatadas para outros grupos, como aves (Bates et al., 1998; Silva & Casteleti, 2005), mamíferos, borboletas (Silva & Casteleti, 2005) e plantas (Thomas et al., 1998). Diferenças composicionais significativas foram observadas quando comparada a distribuição das espécies entre os núcleos de congruência da AE “Bahia” e sua respectiva região máxima de endemismo. Essas diferenças foram propostas na literatura, visto que as regiões máxima de endemismo

podem ser interpretadas como áreas de transição entre diferentes AE, podendo conter espécies compartilhadas entre diferentes AE, exclusivas e espécies que ocorrem em outros biomas (DaSilva et al., 2015). Observamos uma redução gradual na riqueza de espécies nas localidades classificadas como RME da AE “Bahia” em direção ao NC de Pernambuco, com assembleias de opiliões nessa RME apresentando espécies exclusivas e em comum com as duas áreas de endemismo. No extremo sul da Bahia, localidades dentro da RME (PARNA do Pau-Brasil e PARNA do Descobrimento) apresentaram riqueza similar as áreas localizadas ao NC da AE Bahia, possuindo uma fauna bastante característica, com poucas espécies compartilhadas com outras localidades. Por questões metodológicas, regiões máximas de endemismo podem ser delimitadas equivocadamente (DaSilva et al., 2015). Logo, devido à lacuna de conhecimento que havia sobre a fauna de opiliões na Floresta Atlântica nordestina (Pinto-da-Rocha, 1999), essas duas localidades podem ter sido classificadas erroneamente. Com a ampliação dos registros das espécies, novas análises de áreas de endemismo devem modificar as delimitações dos NC e RME.

Em relação às barreiras geográficas entre as áreas de endemismo, DaSilva et al., (2015) sugerem o Rio São Francisco e a Baía de Todos os Santos (BTS) como possíveis barreiras geográficas para a separação das AE “Bahia” e “Pernambuco”. Um estudo filogeográfico realizado com uma espécie de lagarto da Floresta Atlântica também sugere que a formação da Baía de Todos os Santos pode ter sido uma barreira para o fluxo gênico e propiciado a divergência entre as espécies (Pellegrino et al., 2005). Localidades ao norte da BTS apresentam maior similaridade de riqueza de espécies e composição de famílias de opiliões com as áreas de Pernambuco do que com a região central e Sul da Bahia (Nogueira et al., 2019). Logo, esperava-se uma maior similaridade das áreas ao norte da BTS com localidades da área de de endemismo de “Pernambuco”. Contudo, a análise de Cluster realizada demonstrou que áreas ao norte da BTS (Fazenda Camurujipe e Fazenda Lontra-Saudade) estão mais relacionadas com localidades ao sul da BTS. Nesse sentido, o aumento do esforço amostral na Bahia permitiu identificar relações ainda não detectadas entre as localidades amostradas.

Em relação ao Rio São Francisco, observamos que a única área ao sul deste rio que foi incluída na AE de “Pernambuco” foi a RPPN Mata do Crasto, mas ainda assim com uma dissimilaridade de aproximadamente 80% em relação as outras localidades desta mesma AE. A separação das duas áreas de endemismo também pode ser consequência do surgimento deste rio, que isolou as comunidades e favoreceu a

especiação (DaSilva et al., 2015). Podemos observar que algumas espécies (Tabela 01), que são ampilocadas na AE de Pernambuco não ocorrem ao sul da BTS (ex. *P. pickeli*) e que espécies ampilocadas na AE da Bahia não ocorrem ao norte do Rio São Francisco (ex. *P. mutica*), o que pode indicar uma evidência da importância dessas barreiras. Futuros estudos com opiliões, especialmente filogeográficos, podem ser mais eficazes em testar estas hipóteses.

Em um estudo realizado com escorpiões em um gradiente longitudinal de floresta úmida-seca no nordeste do Brasil, precipitação e temperatura foram as variáveis que mais explicaram a variação observada na composição, riqueza e diversidade de espécies (Lira et al., 2019). Padrões similares eram esperados nesse estudo, devido ao fato dos opiliões serem higrófilos e dependentes de habitats úmidos (Curtis & Machado, 2007) e considerando as diferenças na riqueza entre florestas pluvial e semidecidual. Era esperado que as nossas análises revelassem que variáveis relacionadas à temperatura e precipitação estivessem mais intimamente ligadas à ocorrência de determinadas espécies de opiliões. Diferentemente de Lira et al., (2019), as localidades aqui amostradas estão dispostas em um gradiente latitudinal com áreas em ambos tipos vegetacionais influenciados pela zona de convergência da costa leste responsável pelo aumento da precipitação mensal no período de março à setembro (Molion & Bernardo, 2002). Portanto, diferentemente do esperado, no gradiente aqui amostrado, a precipitação não explica as diferenças composicionais encontradas.

A análise de correspondência canônica permitiu identificar a relação da variável Bio10 (temperatura média do trimestre mais quente) com a ocorrência de espécies encontradas apenas na RPPN Mata do Crasto (*Escadabius* sp. e *Eusarcus sergipanus* Hara & Pinto-da-Rocha, 2010). Os opiliões são sensíveis à temperaturas mais altas (Curtis & Machado, 2007), contudo, algumas espécies ocorrem em ambientes mais xéricos (DeSouza et al., 2017), e, portanto, são resistentes à elevação da temperatura. *Eusarcus sergipanus* (espécie provavelmente endêmica da região), por exemplo, só havia sido registrada até o momento no município de Itabaiana/SE (Hara & Pinto-da-Rocha, 2010), uma área de Floresta Atlântica onde são encontradas espécies típicas da Caatinga e Cerrado (Mendes et al., 2010) e que apresenta temperaturas elevadas em determinados períodos do ano (Santos, 2013).

Já em relação à altitude, a associação de determinadas espécies de opiliões com essa variável já foi relatada em outros estudos (Almeida-Neto et al., 2006; Stasiov, 2008). *M. unicornis*, por exemplo, foi restrita ao núcleo de congruência da área de

endemismo “Bahia”, ocorrendo apenas na RPPN Serra Bonita (localidade com elevada média altitudinal - aproximadamente 650m). Esta espécie pertence a subfamília Goniosomatinae cujo representantes apresentam baixa vagilidade e distribuição restrita na floresta Atlântica. Além de outros eventos históricos, o soerguimento de cadeias montanhosas parece ter favorecido a especiação dessa subfamília (DaSilva & Gnaspini, 2009) e provavelmente de outras espécies. Altitude também foi importante para a ocorrência das espécies na Reserva Jequitibá (Serra da Jibóia, Bahia). A Reserva Jequitibá foi a única localidade de floresta estacional semidecidual localizada na RME da Bahia. Das onze espécies registradas nessa localidade, oito estão presentes no NC da Bahia. Esse fragmento de Floresta Atlântica (brejo nordestino), apesar de estar localizado na região do semi-árido, apresenta altitude elevadas (média = 700m), o que favorece a ocorrência de chuvas orográficas e conseqüentemente maior umidade ao local (Marques et al., 2008), o que favorece a ocorrência de opiliões (Curtis & Machado, 2007).

O primeiro eixo canônico também mostrou a relação do aumento da cobertura de vegetação nas localidades da Bahia e a ocorrência de determinadas espécies. Esse resultado era esperado, devido à intensa fragmentação da Floresta Atlântica (Haddad et al., 2015) e a sensibilidade dos opiliões à quantidade florestal (Braganolo et al., 2007). As localidades pertencentes à Paraíba, por exemplo, registraram a menor riqueza de espécies. Nesse estado, a situação da Floresta Atlântica é bastante grave devido à expansão da agricultura, resultando na ocorrência de pequenos fragmentos (MMA, 2004). Duas hipóteses podem ser levantadas para explicar essa menor riqueza: (I) a redução dos fragmentos florestais resultou em extinções locais; (II) as áreas com menor riqueza podem estar relacionadas com a hipótese das regiões máximas de endemismo (DaSilva et al., 2015) e portanto, podem ser interpretadas como locais onde algumas poucas espécies dispersaram do núcleo de congruência após o isolamento entre as florestas. Se os padrões biogeográficos atuais foram moldados por processos históricos e a fragmentação tiver pouca influência, espera-se, que a distribuição das espécies seja concordante com as áreas de endemismo propostas (Costa *et al.*, 2000). Portanto, defendemos, que apesar da fragmentação ocasionar extinções locais, especialmente, de especialistas florestais (Jamoneau et al., 2012), os padrões aqui detectados são ocasionados por fatores históricos. Reforçando o argumento anterior, apesar das relações identificadas, os eixos canônicos pouco explicaram a variação encontrada (27,5%), sugerindo que fatores históricos, assim como, aqueles ainda não detectáveis

podem estar contribuindo para os padrões encontrados. Essa baixa explicação encontrada é comum em estudos ecológicos, visto que várias variáveis atuam em conjunto na estruturação das comunidades (Ter Braak & Prentice, 1988).

A assembléia de opiliões na Floresta Atlântica apresenta mudanças na composição de espécies ao longo do gradiente amostrado. O componente *turnover* foi o que mais explicou os padrões de beta-diversidade observados, como hipotetizado no presente estudo, e pode ser explicado pelo baixo número de espécies dominantes em cada localidade e um número maior de especialistas (Groc et al., 2013). Padrão similar foi encontrado na área de endemismo “Bahia” com poucas espécies dominantes e compartilhadas entre localidades. Para a AE “Pernambuco” também foi observado maiores valores de *turnover*. A baixa capacidade de dispersão dos opiliões (Pinto-da-Rocha et al., 2005) favorece esse maior *turnover* entre localidades, visto que, aninhamento, é mais esperado em táxons com maior capacidade de dispersão (Darlington, 1957).

Nas menores latitudes, observamos que locais com número reduzido de espécies (Flona de Cabedelo, RPPN Fazenda Pacatuba; Rebio Guaribas, JB Benjamin Maranhão - todas localizadas na Paraíba) são um subconjunto de áreas com maior riqueza (Usina São José), apresentando, portanto, um padrão aninhado (Baselga, 2010). . Esse resultado corrobora com a proposta das regiões máximas de endemismo para opiliões na Floresta Atlântica (DaSilva et al., 2015). Todas as localidades que apresentaram um padrão aninhado pertencem a áreas de floresta estacional semidecidual e são compostas por espécies amplamente distribuídas que conseguiram dispersar além do NC e provavelmente são mais resistentes à mudanças de fitofisionomias do bioma.

Localidades no extremo sul da Bahia (PARNA do Pau-Brasil e do Descobrimento) apresentaram um elevado *turnover* quando comparadas com as áreas pertencentes ao núcleo de congruência da AE “Bahia”. Essas localidades são caracterizadas pela Muçununga - uma fitofisionomia da Floresta Atlântica que possui solos arenosos e uma vegetação herbácea/arbustiva (Meira-Neto et al., 2005) - e apresentam árvores alcançando estratos mais altos nas maiores altitudes. Essas mudanças vegetacionais no bioma podem contribuir para o maior *turnover* de espécies. No litoral norte da Bahia, manchas relictuais de Cerrado e Caatinga associadas a fitofisionomias da Mata Atlântica (Xavier et al., 2015), podem constituir uma barreira ecológica importante entre as duas AE aqui apontadas. Para anfíbios, grupo que preferências ecológicas similar aos opiliões (necessidade de habitats úmidos) foram

registradas no município de Conde/Bahia (próximo a divisa com Sergipe), espécies que também ocorrem nos biomas Cerrado e Caatinga (Gondim-Silva et al., 2016), reforçando a influência desses dois biomas sobre a Floresta Atlântica ao norte da BTS. Logo, essa influência de ambientes xéricos configura uma barreira para a dispersão de organismos com baixa vagilidade, tais como os opiliões (Pinto-da-Rocha et al., 2005) e que são sensíveis à umidade (Curtis & Machado, 2007; Resende et al., 2012). Observamos resultado similar na RPPN Mata do Crasto. Nessa reserva, que sofre influência do Cerrado, foram identificadas espécies que ocorrem na Floresta Atlântica e semiárido, como *P. pickeli* (DeSouza et al., 2017), e espécies que foram registradas apenas em áreas de ecótono (*E. sergipanus*).

Modelos de dispersão com representantes endêmicos de diferentes táxons da Floresta Atlântica (escorpiões, aves, anfíbios e mamíferos) detectaram um refúgio de grandes dimensões entre o norte do Espírito Santo e o litoral norte da Bahia e um refúgio menor entre a costa de Alagoas e Pernambuco (Porto et al., 2013) concordantes com os propostos de Carnaval & Moritz (2008). Refúgios são áreas onde as formações florestais persistiram durante as oscilações climáticas do quaternário, o que favoreceu a especiação e originou os padrões atuais de endemismo (Carnaval & Moritz, 2008). Os resultados aqui apresentados, com áreas de endemismo congruentes com as propostas de refúgios florestais (Carnaval & Moritz, 2008; Porto et al., 2013), além do elevado *turnover*- comum em locais que representam centro de endemismo (McKnight et al., 2007), sugerem que os refúgios florestais podem ter desempenhado papel importante na manutenção da diversidade dos opiliões na Floresta Atlântica. O gradiente latitudinal aqui estudado reflete mudanças climáticas, vegetacionais e histórico de fragmentação na Floresta Atlântica. No entanto, os resultados apontam evidências de uma maior contribuição dos fatores históricos sobre a distribuição das espécies de opiliões. A separação norte-sul na distribuição dos opiliões sugerem que barreiras geográficas como o aparecimento dos grandes rios e a mudança vegetacional ao longo do gradiente latitudinal influenciam a assembleia de opiliões. Além disso, os padrões aqui detectados corroboram com as hipóteses para as áreas de endemismo propostas para opiliões e os modelos de refúgios pleistocênicos. As mudanças composicionais observadas ao longo de gradiente, com diversas localidades apresentando uma fauna característica, indicam a necessidade de planos de conservação na Floresta Atlântica que envolvam o maior número possível de reservas das áreas de endemismo delimitadas, garantindo a conservação de uma maior diversidade de opiliões.

5. REFERÊNCIAS

- Almeida-Neto, M., Machado, G., Pinto-da-Rocha, R., & Giaretta, A. A. (2006). Harvestman (Arachnida: Opiliones) species distribution along three Neotropical elevational gradients: an alternative rescue effect to explain Rapoport's rule? *Journal of Biogeography*, 33, 361-375.
- Azevedo, R., Moura, E. D. S., Lopes, A. S., Carvalho, L. S., Dias, S. C., & Brescovit, A. D. (2016). Arachnids from Araripe Plateau, Ceará, Brazil. *Check List*, 12(4), 1-9.
- Barbosa, M. R. D. V., Agra, M. D. F., Sampaio, E. V. S. B., Cunha, J. D., & Andrade, L. D. (2004). Diversidade florística na Mata do Pau-Ferro, Areia, Paraíba. *Brejos de Altitude em Pernambuco e Paraíba: história natural, ecologia e conservação*. Brasília, GO: Ministério do Meio Ambiente.
- Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19, 134–143.
- Baselga, A., & Orme, C. D. L. (2012). Betapart: An R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 3, 808–812.
- Baselga, A., Orme, D., Villeger, S., De Bortoli, J., Leprieur, F., & Baselga, M. A. (2018). Package ‘betapart’.
- Bates, J. M., Hackett, S., & Cracraft, J. (1998). Area-relationships in the Neotropical lowlands: an hypothesis based on raw distributions of Passerine birds. *Journal of Biogeography*, 25, 783-793.
- Bestelmeyer, B. T., Agosti, D., Alonso, L. E., Brandão, C. R. F., Brown-Jr, W. L., Delabie, J. H. C., & Silvestre, R. (2000). Field techniques for the study of ground-dwelling ants. In: D. Agosti., J. D. Majer., L. Tennant de Alonso., & T. Schultz (Eds.), *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for ground living ants* (pp.122-144). Washington, DC: Smithsonian Institution Press.
- Boyer, S. L., & Giribet, G. (2009). Welcome back New Zealand: regional biogeography and Gondwanan aYnities of three endemic genera of mite harvestmen (Arachnida, Opiliones, Cyphophthalmi). *Journal of Biogeography*, 36, 1084–1099.

- Bragagnolo, C., & Pinto-Da-Rocha, R. (2003). Diversidade de opiliões do Parque Nacional Da Serra Dos Órgãos, Rio De Janeiro, Brasil (Arachnida: Opiliones). *Biota Neotropica*, 3(1), 1-20.
- Bragagnolo, C., Nogueira, A. A., Pinto-da-Rocha, R., & Pardini, R. (2007). Harvestman in an Atlantic forest fragmented landscapes: Evaluating assemblage response to habitat quality and quantity. *Biological Conservation*, 139(3), 389-400.
- Brown, J. L., Bennett, J. R., & French, C. M. (2017). SDMtoolbox 2.0: the next generation Python-based GIS toolkit for landscape genetic, biogeographic and species distribution model analyses. PeerJ.
- Brown-Jr, K. S., & Freitas, A. V. L. (2000). Atlantic forest butterflies: indicators for landscape conservation. *Biotropica* 32(4b), 934-956.
- Carnaval, A. C., & Moritz, C. (2008). Historical climate modelling predicts patterns of current biodiversity in the Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Biogeography*, 35(7), 1187-1201.
- Carnaval, A. C., Waltari, E., Rodrigues, M. T., Rosauer, D., VaDerWal, J., Damasceno, ... Moritz, C. (2014). Prediction of phylogeographic endemism in an environmentally complex biome. *Proceedings of Royal Society of London B*, 281(1792), 1-9.
- Carvalho, J. C., Cardoso, P., & Gomes, P. (2012). Determining the relative role of species replacement and species richness differences in generating beta-diversity patterns. *Global Ecology and Biogeography* 21,760-771.
- Carvalho, P. R., Munita, C. S., & Lapolli, A. L. (2019). Validity studies among hierarchical methods of cluster analysis using cophenetic correlation coefficient. *Brazilian Journal of Radiation Sciences*, 7(2): 1-14.
- Coddington, J. A., Agnarsson, I., Miller, J. A., Kuntner, M., & Hormiga, G. (2009). Undersampling bias: the null hypothesis for singleton species in tropical arthropod surveys. *Journal of Animal Ecology*, 78(3), 573-584.
- Condit, R., Pitman, N., Leigh, E. G., Chave, J., Terborgh, J., & Foster, R. B. (2002). Beta-diversity in tropical forest trees. *Science*, 295, 666–669.

- Costa, L. P., Leite, Y. L. R., Fonseca, G. A. B., & Fonseca, M.T. (2000). Biogeography of South American forest mammals: endemism and diversity in the Atlantic forest. *Biotropica* 32, 872–881.
- Curtis, D. J., & Machado, G. (2007). Ecology. In R. Pinto-da-Rocha., G. Machado & G. Giribet (eds.), *Harvestmen: The Biology Of Opiliones* (pp. 208-308). Cambridge, MA: Harvard University Press.
- Darlington, P. J. (1957). *Zoogeography: the geographical distribution of animals*. New York: John Wiley and Sons.
- DaSilva, M. B., & Gnaspini, P. (2010). A systematic revision of Goniosomatinae (Arachnida: Opiliones : Gonyleptidae), with a cladistic analysis and biogeographical notes. *Invertebrate Systematics*, 23(6), 530-624.
- DaSilva, M. B., Pinto-Da-Rocha, R., & DeSouza, A. M. (2015). A protocol for the delimitation of areas of endemism and the historical regionalization of the Brazilian Atlantic Rain Forest using harvestmen distribution data. *Cladistics*, 31, 692–705.
- DaSilva, M.B., & Pinto-da-Rocha, R. (2011). A história biogeográfica da Mata Atlântica: opiliões (Arachnida) como modelo para sua inferência. In Carvalho & E.A.B Almeida (Eds.), *Biogeografia da América do Sul. Padrões and Processos* (pp.221–238). São Paulo: Editora Roca.
- Dobrovolski R.; Melo A. S., Cassemiro F. A. S., & Diniz-Filho J. A. F. (2012). Climatic history and dispersal ability explain the relative importance of turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 21, 191-197.
- Eisenlohr, P. V. (2014). Persisting challenges in multiple models: a note on commonly unnoticed issues regarding collinearity and spatial structure of ecological data. *Brazilian Journal of Botany*, 37, 365-371.
- ESRI. (2012). ArcGIS Desktop Software. Release 10. Environmental Systems Resource Institute. Redlands, California. [software]
- Fiaschi, P., & Pirani, J. R. (2009). Review of plant biogeographic studies in Brazil. *Journal of Systematics and Evolution*, 47, 477-496.

- Fick, S. E., & Hijmans, R. J. (2017). Worldclim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37, 4302-4315.
- Galindo-Leal, C., & Câmara, I. G. (2003). Atlantic Forest hotspot status: an overview. In C. Galindo-Leal & I.G. Câmara (Eds.), *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook* (pp. 3-11). Washington: Island Press.
- Garraffoni, A. R., Moura, F. R., & Lourenço, A. P. (2017). Areas of endemism in the Atlantic Forest: quantitative biogeography insights from orchid bees (Apidae: Euglossini). *Apidologie*, 48(4), 513-522.
- Gnaspini, P. (1996). Population ecology of *Goniosoma spelaeum*, a cavernicolous harvestman from south-eastern Brazil (Arachnida: Opiliones: Gonyleptidae). *Journal of Zoology*, 239, 417-435.
- Gondim-Silva, F. A. T., Andrade, A. R. S., Abreu, R. O., Nascimento, J. S., Corrêa, G. P., Menezes, L., ... Napoli, M. F. (2016). Composition and diversity of anurans in the Restinga of the Conde municipality, northern coast of the state of Bahia, northeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 16(3), e20160157.
- Goodnight, C. J., & Goodnight, M.L. (1976). Observations on the systematics, development, and habits of *Erginulus clavotibialis* (Opiliones: Cosmetidae). *Transactions of the American Microscopical Society*, 95, 654-664.
- Groc, S., Delabie, J. H. C., Fernández, F., Leponce, M., Orivel, J., Silvestre, R., Vasconcelos, H. L., & Dejean, A. (2014). Leaf-litter ant communities (Hymenoptera: Formicidae) in a pristine Guianese rainforests: stable functional structure versus high species turnover. *Myrmecological News*, 19, 43-51.
- Gueratto, C., Mendes, A. C., & Pinto-Da-Rocha, R. (2017). Description of two new species of *Magnispina* and a new hypothesis of phylogenetic relationships for Heteropachylinae (Opiliones: Laniatores: Gonyleptidae). *Zootaxa*, 4300(2), 180-194.
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., ... Cook, W.M. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science advances*, 1(2): e1500052.

- Haffer, J. (1969). Speciation in Amazonian forest birds. *Science*, 165, 131-137.
- Harrison, S., Ross, S. J. & Lawton, J. H. (1992). Beta diversity on geographic gradients in Britain. *Journal of Animal Ecology*, 62, 151-158.
- Jamoneau, A., Chabrerie, O., Closset-Kopp, D., & Decocq, G. (2012). Fragmentation alters beta-diversity patterns of habitat specialists within forest metacommunities. *Ecography*, 35, 124-133.
- Kremen, C., Colwell, R.K., Erwin, T.L., & Murphy, D.D. (1993) Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conservation Biology*, 7, 796–808.
- Kury, A. B., & García, A. F. (2016). On the identity of *Flirtea* (Arachnida, Opiliones, Cosmetidae). *Zootaxa*, 4093(2), 231-247.
- Kury, A. B., (2019). Checklist of valid genera of Opiliones of the World. <http://www.museunacional.ufrj.br/mndi/Aracnologia/checklaniator.htm/>(acessado em 20 de abril de 2019).
- Kury, A.B., & Pinto-da-Rocha, R. (2007). Taxonomy. In: R. Pinto-da-Rocha., Machado, G., & G. Giribet (Eds), *Harvestmen: the Biology of opiliones* (pp. 182-185). Cambridge, MA: Harvard University Press.
- Leitman, P., Amorim, A.M., & Sansevero, J. B. B. (2015). Floristic patterns of epiphytes in the Brazilian Atlantic Forest, a biodiversity hotspot. *Botanical journal of the Linnean Society*, 179(4), 587-601.
- López-González, C., Presley, S. J., Lozano, A., Stevens, R. D., & Higgins, C. L. (2015). Ecological biogeography of Mexican bats: the relative contributions of habitat heterogeneity, beta diversity, and environmental gradients to species richness and composition patterns. *Ecography*, 38(3), 261-272.
- Machado, G., Raimundo, R. L. G., & Oliveira, P. S. (2000). Daily activity schedule, gregariousness, and defensive behaviour in the Neotropical harvestman *Goniosoma longipes* (Opiliones: Gonyleptidae). *Journal of Natural History*, 34, 587–596.
- Maestri, R., & Patterson, B. D. (2016) Patterns of Species Richness and Turnover for the South American Rodent Fauna. *PLoS One*, 11(3): e0151895.

- Magurran, A. E., & Henderson, P.A. (2003). Explaining the excess of rare species in natural species abundance distributions. *Nature*, 14, 714-716.
- Marini, M. A., Garcia, F.I. (2005). Conservação de aves no Brasil. *Megadiversidade*, 1(1), 95-102.
- Marques, M. C., Swaine, M. D., & Liebsch, D. (2011). Diversity distribution and floristic differentiation of the coastal lowland vegetation: implications for the conservation of the Brazilian Atlantic Forest. *Biodiversity & Conservation*, 20(1), 153–168.
- Marques, M. F. O., Gusmão, L. F. P., & Maia, L. C. (2008). Riqueza de espécies de fungos conidiais em duas áreas da Mata Atlântica no Morro da Pioneira, serra da Jibóia, BA, Brasil. *Acta Botanica. Brasilica*, 22, 954-961.
- McKnight, M. W., White, P.S., McDonald, R. I., Lamoreux, J. F., Sechrest, W., Ridgeley, R. S., & Stuart, S. N. (2007). Putting beta diversity on the map: broad-scale congruence and coincidence in the extremes. *Plos Biology*, 5(10), e272.
- Meira-Neto, J. A. A., Souza, A. L., Lana, J. M., & Valente, G. E. (2005). Composição florística, espectro biológico e fitofisionomia da vegetação de muçununga nos municípios de Caravelas e Mucuri, Bahia. *Revista Árvore*, 29,139-150.
- Melo, T. L., Tejerina-Garro, F. L., & Melo, C. E. (2009). Influence of environmental parameters on fish assemblages of a Neotropical river with a flood pulse regime, Central Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 7(1), 421-428.
- Mendes, A.C. (2011). Phylogeny and taxonomic revision of Heteropachylinae (Opiliones: Laniatores: Gonyleptidae). *Zoological Journal of the Linnean Society* 163, 437–483.
- Mendes, K., Gomes, P., & ALVES, M. (2010). Floristic inventory of a zone of ecological tension in the Atlantic Forest of Northeastern Brazil. *Rodriguésia*, 61, 669-676..
- Metzger, J. P., Martensen, A.C., Dixo, M., Bernacci, L.C., Ribeiro, M.C., Teixeira, A.M.G., & Pardini, R. (2009). Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation*, 142, 1166-1177.

- Molion, L. C. B., & Bernardo, S. O. (2002). Uma revisão da dinâmica das chuvas no Nordeste Brasileiro. *Revista Brasileira Meteorologia*, 17(1), 1-10.
- Moreau, R. E. (1966). The bird faunas of Africa and its islands. Londres, UK: Academic Press.
- Morellato, L. P. C., Talora, D. C., Takahasi A., Bencke, C. C., Romera, E. C., & Zipparro, V. B. (2000). Phenology of Atlantic rain forest trees: a comparative study. *Biotropica*, 32, 811–823.
- Morellato, L.P.C., & Haddad, C. F. B. (2000). Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*, 32, 786–792.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 845-853.
- Nogueira, A. A., Bragagnolo, C., DaSilva, M. B., Martins, T. K., Lorenzo, E. P., Perbiche-Neves, G., & Pinto-da-Rocha, R. (2019). Historical signatures in the alpha and beta diversity patterns of Atlantic Forest harvestman communities (Opiliones-Arachnida). *Canadian Journal of Zoology*, n.ja.
- Novotny, V., & Basset, Y. (2000). Rare species in communities of tropical insects herbivores: pondering the mystery of singletons. *Oikos*, 89, 564-572.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., & Wagner, H. (2011). vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-0. Disponível em: <<http://CRAN.Rproject.org/package=vegan>>.
- Oliveira-Filho, A., & Fontes, M. A L. (2000). Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in southeastern Brazil, and the influence of climate. *Biotropica*, 32, 793–810.
- Oliveira-Filho, A. T., Tameirão-Neto, E., Carvalho, W. A. C., Werneck, M., Brina, A.E., Vidal, C.V., Rezende, S.C., & Pereira, J. A. A. (2005). Análise florística do compartimento arbóreo de áreas de Floresta Atlântica sensu lato na região das Bacias do Leste (Bahia, Minas Gerais, Espírito Santo e Rio de Janeiro). *Rodriguésia*, 56, 185–235.
- Pardini, R., Souza, S.M., Braga-Netto, R., & Metzger, J. P. (2005). The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance

- and diversity in a tropical forest landscape. *Biological Conservation*, 124, 253-266.
- Pellegrino, K. C., Rodrigues, M. T., Waite, A. N., Morando, M., Yassuda, Y. Y., & Sites JR, J. W. (2005). Phylogeography and species limits in the *Gymnodactylus darwini* complex (Gekkonidae, Squamata): genetic structure coincides with river systems in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Journal of the Linnean Society*, 85, 13-26.
- Pinto-Da-Rocha, R. (1999). Opiliones. In: C. R. F. Brandão & Canello, E. M. (Eds.), *Invertebrados Terrestres. Biodiversidade do Estado de São Paulo. Síntese do conhecimento ao final do século XX* (Vol. 5, pp. 35-44). São Paulo, SP: FAPESP.
- Pinto-Da-Rocha, R. (2007). Taxonomy. In: R. Pinto-da-Rocha., G. Machado., G. Giribet (Eds), *Harvestmen: the Biology of opiliones* (pp. 226-229). Cambridge, MA: Harvard University Press.
- Pinto-Da-Rocha, R., Silva, M.B., & Bragagnolo, C. (2005). Faunistic similarity and historic biogeography of the harvestmen of southern and southeastern Atlantic Rain Forest of Brazil. *The Journal of Arachnology*, 33(2), 290-299.
- Pinto-Leite, C. M., Camacho, A. G., & Brazil, T. K. (2008). Non-random patterns of spider species composition in an Atlantic rainforest. *Journal of Arachnology* 36(2), 448-452.
- Ponzoni, F. J., Shimabukuro, Y. E., & Kuplich, T. M. (2012). Sensoriamento Remoto da vegetação (2nd ed.). Oficina de Textos, São Paulo.
- Porto, T. J., Carnaval, A. C., & Rocha, P. L. B. (2013). Evaluating forest refugial models using species distribution models, model filling and inclusion: a case study with 14 Brazilian species. *Diversity and Distributions*, 19(3), 330-340.
- Primack, R.B., & Rodrigues, E. (2001). *Biologia da Conservação*. Editora Planta, Paraná, Brasil.
- Rahbek, C., & Graves, G.R. (2001). Multiscale assessment of patterns of avian species richness. *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America*, 98(8), 4534-4539.

- Resende, L. P. A., Pinto-Da-Rocha, R., & Bragagnolo, C. (2012). Diversity of harvestman (Arachnida: Opiliones) in Parque da Onça Parda, southeastern Brazil. *Iheringia, Série Zoológica*, 102, 99-105.
- Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F.J., & Hirota, M. M. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142, 1141-1153.
- Rodríguez, P., & Arita, H. T. (2004). Beta diversity and latitude in North American mammals: testing the hypothesis of covariation. *Ecography*, 27(5), 547–56.
- Rohde, K. (1992). Latitudinal gradients in species diversity: the search for the primary cause. *Oikos*, 65(3), 514– 527.
- Rubene, D., Schroeder, M., & Ranius, T. (2015). Diversity patterns of wild bees and wasps in managed boreal forests: effects of spatial structure, local habitat and surrounding landscape. *Biological Conservation*, 184, 201-208.
- Santos, C.O. 2013. Questõe socioambientais nos perímetros irrigados do município de Itabaiana/SE. *Acta Geográfica*, 7 (14): 139-152.
- Silva, J.M.C., & Casteleti, C.H.M. (2005). Estado da biodiversidade da Mata Atlântica brasileira. In: C. Galindo-Leal., & I.G. Câmara (Eds.), *Mata Atlântica: Biodiversidade, ameaças e perspectivas* (pp. 43-59). São Paulo:Fundação SOS Mata Atlântica; Belo Horizonte: Conservação International.
- Stašiov, S. (2008). Altitudinal distribution of harvestmen (Echelicerata: Opiliones) in Slovakia. *Polish Journal of Ecology*, 56(1), 157-163.
- Tabarelli, M., & Santos, A. M. M. (2004). Uma breve descrição sobre a história natural dos brejos nordestinos. In: K.C.Porto., J.J.P. Cabral., & M. Tabarelli (Eds.), *Brejos de Altitude em Pernambuco e Paraíba, História Natural, Ecologia e Conservação* (Vol.9, pp.17-24). Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- Tabarelli, M., Pinto, L. P., Silva, J. M. C., Hirota, M., & Bedê, L. (2005). Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology*, 19(3), 695- 700.
- Ter Braak, C. J. F., & Prentice, I. C. (1988). The theory of gradient analysis. *Advances in Ecological Research*, 18, 271-317.

- Thomas, W. W., Carvalho, A. M. V., Amorim, A. M. A., Garrison, J., & Arbeláez, A. L. (1998). Plant endemism in two forests in southern Bahia, Brazil. *Biodiversity & Conservation*, 7(3), 311-322.
- Todd, V. (1949). The habits and ecology of the British harvestmen (Arachnida, Opiliones), with special reference to those of Oxford District. *Journal of Animal Ecology*, 18, 209–229.
- Tourinho, A. L., Lança, L. S., Baccaro, F. B., & Dias, S. C. (2014) Complementarity among sampling methods for harvestman assemblages. *Pedobiologia*, 57, 37–45.
- Uehara-Prado, M., Brown-Junior, K.S., & Freitas, A. V. L. (2007). Species Richness, Composition and Abundance of Fruit-Feeding Butterflies in the Brazilian Atlantic Forest: Comparison between a Fragmented and a Continuous Landscape. *Global Ecology and Biogeography*, 16(1), 43–54.
- Wallace, A. R. (1852). On the monkeys of the Amazon. *Proceedings of the Zoological Society of London*, 20, 107-110.
- Whittaker, R. H. (1960). Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, 30, 279-338.
- Wiersma, Y. E., & Urban, D. L. (2005). Beta diversity and nature reserve system design in the Yukon, Canada. *Conservation Biology*, 19(4), 1262-1272.
- Wright, D. H. (1983). Species-energy theory: an extension of species-area theory. *Oikos*, 41(3), 496–506.
- Xavier, A. L., Guedes, T. B., & Napoli, M. F. (2015). Biogeography of anurans from the poorly known and threatened coastal sandplains of eastern Brazil. *PloS One*, 10(6), e0128268.

Material Suplementar

Tabela 1: Correlações (*inter-set*) entre as variáveis ambientais e os dois primeiros eixos de ordenação resultantes da Análise de Correspondência Canônica (CCA).

Variáveis ambientais e geográficas	Eixo 1	Eixo 2
Altitude Média	0.504	0.710
BIO2	0.092	-0.027
BIO10	- 0.371	-0.799
BIO12	- 0.535	-0.202
Latitude	0.982	-0.094
Cobertura de Vegetação	0.840	0.348

Tabela 2: Correlações entre as espécies e os dois primeiros eixos de ordenação, resultantes da Análise de Correspondência Canônica (CCA).

Espécies	Eixo 1	Eixo 2
<i>Acanthogonyleptes</i> sp.1	0.37188	1.19049
<i>Ceratoleptes proboscis</i>	1.14343	1.73745
Cosmetidae sp.1	1.14343	1.73745
<i>Cosmetus</i> sp.1	1.19785	-1.35893
Criptogeobiidae sp.1	1.31800	-1.30265
Criptogeobiidae sp.2	0.68516	0.25022
<i>Cynorta ceara</i>	-1.07410	-0.07591
<i>Cynorta seminata</i>	1.45419	-2.16350
<i>Cynorta</i> sp.1	1.31800	-1.30265
<i>Discocyrtus</i> sp.1	1.43269	-2.02757
<i>Encheiridium</i> sp.	1.31800	-1.30265
Escadabiidae sp.1	1.45419	-2.16350
Escadabiidae sp.2	0.15330	-0.77955
Escadabiidae sp.3	1.14343	1.73745
<i>Escadabius schubarti</i>	-0.93217	0.42360
<i>Escadabius</i> sp.	-0.06846	-0.69142

<i>Eugyndes</i> sp.1	1.45419	-2.16350
<i>Eusarcus acrophtalmus</i>	1.14343	1.73745
<i>Eusarcus incus</i>	1.03767	1.39424
<i>Eusarcus sergipanus</i>	-0.06846	-0.69142
<i>Eusarcus</i> sp.1	0.88514	-0.54686
<i>Eusarcus</i> sp.2	0.48778	-0.32406
<i>Flirtea picta</i>	0.42457	0.12080
<i>Gaibulus schubarti</i>	-0.74744	0.50796
<i>Gaibulus</i> sp.	0.90255	-0.76510
<i>Gonyleptinae</i> sp.1	1.14213	1.72597
<i>Gonyleptinae</i> sp.2	0.68516	0.25022
<i>Heteropachylinae</i> sp.1	1.14343	1.73745
<i>Heteropachylinae</i> sp.2	0.15330	-0.77955
<i>Heteropachylinae</i> sp.3	0.48778	-0.32406
<i>Heteropachylinae</i> sp.4	0.68516	0.25022
<i>Heteropachylus cf. peracchii</i>	0.47889	-0.53775
<i>Heteropachylus crassicalcanei</i>	0.52252	0.53922
<i>Heteropachylus ramphonotus</i>	1.01428	0.59529
<i>Heteropachylus</i> sp.1	0.88514	-0.54686
<i>Heteropachylus</i> sp.2	1.40879	-1.87655
<i>Heteropachylus</i> sp.3	0.88514	-0.54686
<i>Heteropachylus</i> sp.4	1.31800	-1.30265
<i>Heteropachylus</i> sp.5	0.48778	-0.32406
<i>Heteropachylus</i> sp.6	1.45419	-2.16350
<i>Jim benignus</i>	0.48778	-0.32406
<i>Lacronia</i> sp.	0.19551	-0.41165
<i>Magnispina</i> sp.1	1.14343	1.73745
<i>Magnispina</i> sp.2	0.21757	1.08110
<i>Magnispina</i> sp.3	1.14343	1.73745

<i>Metagonyleptes calcar</i>	1.29357	-0.52164
<i>Metarthrodes bimaculatus</i>	1.31800	-1.30265
<i>Metavononoides albosigilatus</i>	0.91822	1.57780
<i>Metavononoides</i> sp.1	0.68516	0.25022
<i>Metavononoides</i> sp.2	0.89839	-0.42972
<i>Metavononoides</i> sp.3	0.88514	-0.54686
<i>Metavononoides</i> sp.4	0.60762	0.03367
<i>Metavononoides</i> sp.5	0.88514	-0.54686
<i>Metavononoides</i> sp.6	1.43970	-2.07192
Mitobatinae sp.1	1.14343	1.73745
<i>Mitogoniella modesta</i>	-0.09419	0.80966
<i>Mitogoniella unicornis</i>	1.14343	1.73745
Pachylinae sp.1	1.12705	1.24002
Pachylinae sp.2	0.68516	0.25022
Pachylinae sp.3	1.31800	-1.30265
Pachylinae sp.4	1.31800	-1.30265
Pachyline sp.5	1.45419	-2.16350
<i>Paraphareus</i> sp.1	-1.13140	-0.32678
<i>Parapucroliia ocellata</i>	1.17371	-1.05072
<i>Pickeliana albimaculata</i>	0.68516	0.25022
<i>Pickeliana capito</i>	0.85767	-0.72170
<i>Pickeliana pickeli</i>	-1.05375	-0.04547
<i>Pickeliana</i> sp.1	0.21757	1.08110
<i>Pickeliana</i> sp.2	0.87338	-0.49998
<i>Pickeliana</i> sp.3	-0.75429	0.66859
<i>Pickeliana</i> sp.4	-0.76068	0.81829
<i>Pirassunungoleptes</i> sp.	1.14343	1.73745
<i>Propachylus singularis</i>	0.61489	0.01792
<i>Protimesius bahiensis</i>	1.14343	1.73745

<i>Protimesius junina</i>	1.14343	1.73745
<i>Protimesius mendopctus</i>	1.45419	-2.16350
<i>Pseudopucrolia cf. incerta</i>	0.68516	0.25022
<i>Pseudopucrolia discrepans</i>	-1.17187	-0.18780
<i>Pseudopucrolia mutica</i>	0.73601	-0.66349
<i>Pseudopucrolia</i> sp.1	0.69285	0.21956
<i>Pseudopucrolia</i> sp.2	0.48778	-0.32406
<i>Pseudopucrolia</i> sp.3	-1.00034	0.11097
<i>Tegipiolus pachypus</i>	-1.13140	-0.32678
<i>Tegipiolus</i> sp.1	1.22575	-1.19392
Tricommatinae sp.1	1.07885	1.16637
Tricommatinae sp.2	1.01428	0.59529
Tricommatinae sp.3	1.14343	1.73745
Zalmoxidae sp.	0.21757	1.08110

Tabela 3: Correlações entre as localidades e os dois primeiros eixos de ordenação, resultantes da Análise de Correspondência Canônica (CCA).

Localidade	Eixo 1	Eixo 2
Flona de Cabedelo (PB)	-1.531128	-1.269758
Rebio Guaribas (PB)	-1.380610	-0.371921
JB Benjamin Maranhão (PB)	-1.337371	-1.337371
RPPN Fazenda Pacatuba (PB)	0.139788	-0.434194
Engenho Água Azul (PE)	-1.019300	0.258590
REBIO Saltinho (PE)	0.885142	-0.546865
Usina São José (PE)	-1.13139	-0.326783
Usina Serra Grande (AL)	-0.768395	0.999309
ESEC Murici (AL)	-0.747443	0.507960
RPPN Mata do Crasto (SE)	-0.068457	-0.691421
Fazenda Lontra/Saudade (BA)	0.139788	-0.434194
Fazenda Camurujipe (BA)	0.153295	-0.779555
Reserva Jequitibá (BA)	0.217568	1.081103
Reserva Ecológica da Michelin (BA)	0.487775	-0.324065
Parque Estadual Serra do Conduru (BA)	0.685163	0.250218
Reserva biológica de Una (BA)	0.885142	-0.546865
RPPN Serra Bonita (BA)	1.143425	1.737448
PARNA do Pau-Brasil (BA)	1.31799	-1.302651
PARNA do Descobrimento (BA)	1.454193	-2.163497

Tabela 04: Matriz de dissimilaridade (Sorensen) considerando a presença/ausência das 88 espécies nas 19 áreas amostradas. FC – RPPN. Fazenda Camurujipe; LS – RPPN Fazenda Lontra/Saudade; SC – Parque Estadual Serra do Conduru; UN – REBIO de Una; SB- RPPN Serra Bonita; MU- Estação Ecológica de Murici; SG- Usina Serra Grande; SJ – Usina São José; SA- REBIO Saltinho; PA – RPPN Faz. Pacatuba; AA- Engenho Água Azul; BM- Jardim Botânico Benjamin Maranhão; GU- REBIO Guaribas e CA- FLONA de Cabedelo; RC – RPPN Mata do Crasto; RJ – Reserva Jequitibá; RM – Reserva Ecológica da Michelin; PP- PARNA do Pau Brasil; PD – PARNA do Descobrimento.

	FC	LS	SC	UN	SB	MU	SG	SJ	SA	PA	AA	BM	GU	CA	RC	RJ	RM	PP	PD
FC	-																		
LS	0.50	-																	
SC	0.81	0.85	-																
UN	0.86	0.85	0.84	-															
SB	0.93	0.93	0.87	0.75	-														
MU	1.00	0.92	0.96	1.00	1.00	-													
SG	1.00	0.91	0.96	1.00	1.00	0.11	-												
SJ	1.00	0.88	1.00	1.00	1.00	0.72	0.70	-											
SA	1.00	0.87	1.00	1.00	1.00	0.55	0.50	0.50	-										
PA	1.00	0.83	1.00	1.00	1.00	0.77	0.75	0.60	0.50	-									
AA	1.00	0.87	1.00	1.00	1.00	0.55	0.50	0.71	0.40	0.80	-								
BM	1.00	0.85	1.00	1.00	1.00	0.66	0.62	0.40	0.25	0.33	0.60	-							
GU	1.00	0.83	1.00	1.00	1.00	0.77	0.75	0.60	0.50	0	0.80	0.33	-						
CA	1.00	0.83	1.00	1.00	1.00	0.77	0.75	0.60	0.50	0	0.80	0.33	0	-					
RC	1.00	0.87	1.00	0.95	1.00	0.91	0.90	0.87	0.87	0.80	0.85	0.83	0.80	0.80	-				
RJ	0.80	0.85	0.80	0.92	0.91	0.94	0.94	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.92	-			
RM	0.70	0.75	0.74	0.82	0.89	0.95	0.95	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.94	0.76	-		
PP	0.91	0.95	0.94	0.87	0.92	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.95	0.92	0.86	-	
PD	0.90	0.94	0.90	0.93	0.94	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.94	0.91	0.88	0.68	-

CAPÍTULO II

O manuscrito intitulado: **“Avaliando o uso de resoluções taxonômicas substitutas para diversidade de opiliões (Arachnida: Opiliones) em um gradiente latitudinal na Floresta Atlântica”**, se destina à submissão para o periódico *Ecological Indicators*. Os critérios de redação seguem as normas do periódico, as quais se encontram disponíveis no anexo da tese. As tabelas e figuras foram inseridas ao longo do texto para facilitar a compreensão dos membros da banca.

Avaliando o uso de resoluções taxonômicas substitutas para diversidade de opiliões (Arachnida: Opiliones) em um gradiente latitudinal na Floresta Atlântica

Alessandra Rodrigues Santos de Andrade^{1 e 2*}, Elmo Borges de Azevedo Koch^{1 e 4},
Márcio Bernardino da Silva³, Jacques Hubert Charles Delabie⁴

¹ Programa de Pós-graduação em Ecologia e Biomonitoramento. Universidade Federal da Bahia. Avenida Barão de Jeremoabo, s/n, Ondina, Salvador, BA, Brasil.

² Centro de Ecologia e Conservação Animal/ECO.A. Universidade Católica do Salvador, Avenida Pinto de Aguiar, Salvador, BA, Brasil.

³ Universidade Federal da Paraíba, Departamento de Sistemática e Ecologia, Centro de Ciências Exatas e da Natureza, João Pessoa, PB, Brazil

⁴ Laboratório de Mirmecologia, CEPEC-UESC-UFSB, CEPLAC, 45600-970 Itabuna – BA, Brasil

Resumo: A perda de habitat e fragmentação tem destacado a importância de monitorar habitats remanescentes. Para grupos megadiversos, como os artrópodes, dos quais muitas espécies ainda estão sendo descobertas e/ou descritas, a utilização de níveis taxonômicos mais elevados como substitutos de diversidade pode ser uma ferramenta útil. O objetivo deste estudo foi avaliar o uso de resoluções taxonômicas substitutas para avaliar a riqueza e composição de opiliões (Arachnida: Opiliones). As cinco resoluções selecionadas foram: gênero, família, subfamília, taxa indicadores e resolução intermediária. Adicionalmente, avaliamos se os substitutos de diversidade indicados como excelentes respondem igualmente ao gradiente latitudinal. Foram amostradas 19 localidades de Floresta Atlântica, dispostas em um gradiente latitudinal no nordeste brasileiro. Os opiliões foram capturados através de duas técnicas: coleta manual noturna e extrator de Winkler. Foram realizadas regressões onde foram comparados a diversidade de opiliões com os números fornecidos pelas diferentes resoluções taxonômicas substitutas. O Teste de Mantel foi utilizado para verificar a relação entre a composição em espécies de opiliões e as resoluções substitutas. ANOVA e Teste de Tukey foram utilizadas para verificar a relação entre a matriz das resoluções taxonômicas e a matriz original de espécies. Gêner e resolução intermediária foram excelentes substitutos para a riqueza de opiliões. Os coeficientes de correlação de Mantel diferiram de acordo com a resolução substituta utilizada. Quatro resoluções foram adequadas para substituir composição de opiliões: gênero, resolução intermediária, taxa indicadores e subfamília. Sugerimos, para fins de redução de custos de monitoramento e avaliações em um menor espaço de tempo e de forma mais prática, a utilização de gênero como substituto de riqueza e composição de espécies de opiliões.

Palavras-chave: Resolução intermediária; avaliação da biodiversidade, riqueza de espécies; taxa indicadores.

1. INTRODUÇÃO

A queda acelerada da biodiversidade frente às ações antrópicas (Laurance et al., 2012), especialmente por perda de habitat (Fahrig, 2003; Hanski, 2005; Pimm et al., 2014) e fragmentação dos ambientes nativos (Hanski, 2005), vêm despertando a necessidade de monitorar e conservar os habitats remanescentes. Efeitos da fragmentação sobre diversos táxons têm sido descritos, como, por exemplo, para aves (Stratford & Stouffer, 2015; Blandón et al., 2016), mamíferos (Rodríguez-San & Simonetti, 2015; Croocks et al., 2017), borboletas (Melo et al., 2019), besouros (Larsen et al., 2008; Filgueiras et al., 2011) e formigas (Solar et al., 2016; Santos et al., 2018).

Dentre os biomas que vêm sofrendo com a perda de habitat e fragmentação, destaca-se a Floresta Atlântica do Brasil (Haddad et al., 2015). Esse bioma é um dos 25 *hotspots* mundiais devido a sua elevada diversidade (Myers et al., 2000) e altas taxas de endemismo para diversos grupos (Pinto-da-Rocha et al., 2005; Pimenta & Silvano, 2002; Bataus & Fontes, 2015). No Brasil, a Floresta Atlântica se estende do Rio Grande do Norte ao Rio Grande do Sul (Galindo-Leal & Câmara, 2003). Essa grande extensão revela um forte gradiente ambiental (Ribeiro et al., 2009), com vários tipos de vegetação ao longo do bioma (Oliveira-filho & Fontes, 2000; Fiaschi & Pirani, 2009). A cobertura vegetal atual do bioma compreende apenas cerca de 12% da sua formação original (Ribeiro et al., 2009). Atualmente, a Floresta Atlântica brasileira é constituída por fragmentos menores que 1.000 ha (Haddad et al., 2015), inseridos em uma matriz alterada por atividades antrópicas (Vieira et al., 2008) e que sofrem com um intenso efeito de borda (Haddad et al., 2015).

Com o objetivo de conservar os habitats remanescentes, estudos sobre os padrões de distribuição das espécies são essenciais (Margules & Pressey, 2000; Amaral et al., 2017). A distribuição de aves (Carvalho et al., 2017; Xu et al., 2017), mamíferos e anfíbios (Butchart et al., 2012; Safi et al., 2013) vem sendo usada constantemente em estudos que visam delimitar áreas prioritárias para conservação. Entretanto, para muitos grupos taxonômicos, especialmente nos trópicos onde existe uma elevada diversidade (Myers et al., 2000), e em particular para os invertebrados, tanto o conhecimento dos padrões de distribuição das espécies, quanto os mecanismos que moldam tais padrões permanecem desconhecidos (Gaston & Blackburn, 1995).

Analisar os padrões de distribuição das espécies tem como obstáculos o alto custo para inventários exaustivos da biodiversidade (Whittaker et al., 2005), a elevada riqueza

de espécies, variedades comportamentais e preferências de habitat, e a necessidade de aplicação de uma variedade de métodos de amostragem para determinados grupos (Larrieu et al., 2018). Nesse contexto, a utilização de substitutos de diversidade torna-se uma ferramenta útil para monitorar a biodiversidade (Ward et al., 1999; Araújo et al., 2004; Barton et al., 2015). Substitutos de medidas de diversidade podem ser definidos como “medidas que são mais facilmente determinadas e apresentam forte correlação com a medida de biodiversidade que se deseja investigar” (Gaston & Blackburn, 2015). Além de ser uma alternativa para diminuir os custos necessários para inventários mais completos (Cardoso et al., 2004) e o tempo utilizado para a realização destes (Landeiro et al., 2012), esse tipo de abordagem torna-se importante, principalmente, para grupos megadiversos, tais como os artrópodes (Hodkinson & Jackson, 2005), dada à dificuldade de identificação, já que, muitas espécies ainda estão sendo descobertas e/ou descritas, ou simplesmente, de difícil identificação (Grelle, 2002).

A utilização de níveis taxonômicos alternativos a “espécie” como unidade de medição da diversidade tem sido uma abordagem comum para representar os padrões dessa diversidade (Andersen, 1995; Grelle, 2002; Cardoso et al., 2004; Groc et al., 2010; Rosser & Eggleton, 2011; Vieira et al., 2012; Gutiérrez et al., 2015; Gutiérrez et al., 2016; Souza et al., 2016; Souza et al., 2018). Estudos com mamíferos encontraram que o nível de gênero foi o melhor substituto para riqueza de espécies quando comparado com riqueza de famílias e de ordens (Grelle, 2002). O mesmo resultado foi encontrado para aranhas: o gênero foi o mais adequado nível taxonômico para prever a riqueza de espécies, assim como, para avaliar a classificação das áreas de acordo com seus níveis de conservação (Cardoso et al., 2004). A utilização de gênero para substituir avaliações a nível de espécies de formigas na Floresta Amazônica tem se mostrado útil (Gutiérrez et al., 2017), independentemente da técnica de amostragem utilizada, além de economizar em 40% os custos de um inventário (Souza et al., 2016). Além da utilização de gênero como substituto de diversidade, a utilização de uma resolução intermediária também tem se mostrado eficiente (Groc et al., 2010). Esta abordagem, proposta para formigas, combina dois níveis de identificação: gêneros e espécies (Groc et al., 2010).

Em programas de monitoramento, a inclusão de artrópodes torna-se importante dada à sensibilidade do táxon a distúrbios ambientais (Kremen et al., 2013). Dentre os artrópodes, os opiliões (Arachnida: Opiliones) têm despertado o interesse dos ecologistas dada a sua resposta às alterações do meio (Meek et al., 2002; Bragagnolo et al., 2007; Tsukamoto & Sabang, 2005). Esses organismos são influenciados por fatores

físicos, como temperatura e umidade (Curtis & Machado, 2007; Resende, 2012a), e fatores bióticos, tais como características da serrapilheira (Adam, 1984) e disponibilidade de microhabitats (Todd, 1949; Burns et al., 2007).

Exceto nas regiões próximas aos polos, os opiliões ocorrem em todos os ecossistemas terrestres, principalmente nos trópicos. No Brasil, são conhecidas cerca de 1.000 espécies (Kury, 2019). A Floresta Atlântica apresenta uma elevada taxa de endemismo para o grupo, com 97,5% das espécies das subordens Laniatores e Eupnoi endêmicas do bioma (Pinto-da-Rocha et al., 2005). Reservas localizadas na região sudeste apresentam a maior diversidade para o Brasil (Nogueira et al., 2019), mas vale ressaltar que, ao longo do bioma Floresta Atlântica, foram detectadas 12 áreas de endemismo para o grupo, duas destas estão localizadas no nordeste brasileiro, sendo elas: “Pernambuco” e “Bahia” (DaSilva et al., 2015).

A fragmentação de habitat na Floresta Atlântica tem efeitos negativos sobre a abundância, riqueza e composição de opiliões: quantidade de habitat e qualidade de habitat (floresta madura vs. floresta secundária) afetam a distribuição destes organismos (Bragagnolo et al., 2007), o que sugere que este grupo pode ser utilizado para monitorar efeitos de alterações ambientais em florestas tropicais. Espécies de opiliões (por exemplo, espécies do gênero *Mischonyx*) podem ser indicadores úteis de distúrbios antropogênicos (Uera-Prado et al., 2009). Certas características dos opiliões, como por exemplo, sua baixa capacidade de dispersão (Mestre & Pinto-da-Rocha, 2004; Pinto-da-Rocha et al., 2005) e preferência por micro-habitats úmidos (Goodnight & Goodnight, 1976, Gnaspini, 1996, Machado et al., 2000), devido a sua alta suscetibilidade à dessecação (Pinto-da-Rocha et al., 2007), podem contribuir para agravar os efeitos da fragmentação do habitat natural sobre esses organismos. Isto porque, essas características diminuem sua capacidade de transpor a matriz alterada pelas atividades antrópicas (Bragagnolo et al., 2007) e de recolonizar áreas que sofreram distúrbios ambientais (Pryke & Samways, 2009).

Devido à importância da utilização de opiliões como indicadores ambientais (Bragagnolo et al., 2007; Pryke & Samways, 2009; Uera-Prado et al., 2009), juntamente com a dificuldade de identificação ao nível de espécie para numerosa táxa, problema comum em muitos grupos de artrópodes (Uera-Prado et al., 2009), sugerimos a necessidade de avaliar resoluções substitutas com padrões de resposta similar ao nível taxonômico “espécie”. Essas abordagens vêm sendo atualmente utilizadas com diversos

artrópodes (Cardoso et al., 2004; Uera-Prado et al., 2009; Gaspar et al., 2010), contudo essa abordagem ainda está incipiente para opiliões.

O objetivo deste estudo é avaliar o uso de substitutos de diversidade taxonômica de opiliões dentre cinco diferentes níveis de resolução taxonômica: gênero, família, subfamília, taxa indicadores e resolução intermediária. Adicionalmente, avaliamos: (I) se os “melhores” substitutos de diversidade respondem ao gradiente latitudinal de forma similar ao nível de espécie; (II) avaliar se o uso dos melhores substitutos de diversidade correspondem a variação da riqueza de espécies observada entre Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Pluvial Costeira. Espera-se que gênero seja o melhor substituto para riqueza e composição de espécies de opiliões e que responda ao gradiente latitudinal similarmente à espécies.

2. Material e Métodos

2.1 Área de estudo

Para avaliação dos substitutos de diversidade, foi estudada a ocorrência de opiliões em 19 remanescentes de Floresta Atlântica localizados em cinco Estados do nordeste brasileiro (Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe e Bahia). Esses remanescentes estão distribuídos ao longo de um gradiente latitudinal (Figura 1, Tabela 1) com latitude mínima de 6°58'12"S e máxima de 17°7'11.6"S, cobrindo uma área de aproximadamente 1.300 km. Esses remanescentes são classificados como áreas de Floresta Pluvial Costeira (13 localidades) e Floresta Estacional Semidecidual (6 localidades). A altitude média das localidades amostradas varia entre 8 e 700 m e os índices pluviométricos entre 1.032 e 2.114 mm/ano. Dentre o gradiente amostrado, o maior número de áreas de Floresta Atlântica protegidas concentra-se na Bahia (Nogueira et al., 2019) e na porção sul desse Estado, são encontradas as áreas de florestas mais úmidas.

2.2. Amostragem dos opiliões

Para a amostragem dos opiliões, foram delimitadas, em cada localidade, 36 parcelas de 300m² (30 x 10m), distantes, entre si, no mínimo de 50m. Em cada parcela, foi realizada uma hora de coleta manual noturna, por um coletor, totalizando um esforço amostral de 684 h. Este protocolo tem sido comumente utilizado em inventários de aracnídeos em regiões neotropicais (Bragagnolo & Pinto-da-Rocha, 2003; Bragagnolo et al., 2007; Resende et al., 2012, Nogueira et al., 2019). Além disso, a coleta manual noturna tem se mostrado o método mais efetivo para estudos de diversidade de opiliões

(Tourinho et al., 2014). Com o intuito de maximizar a captura de espécimes, em todas as localidades as coletas foram realizadas durante a estação chuvosa, visto que, eles são extremamente dependentes da umidade (Curtis e Machado, 2007), entre 2011 a 2018. Os opiliões foram capturados na vegetação, rochas, serrapilheira, raízes tabulares, troncos caídos em decomposição e barrancos.

Adicionalmente, com a finalidade de capturar espécies de opiliões de menor tamanho corporal e difíceis de serem detectados através da coleta manual noturna, foram retiradas, em cada localidade, nove amostras de serrapilheira de 1m². Essas amostras foram peneiradas e transferidas para o extrator de Winkler (ver Bestelmeyer et al., 2000), onde permaneceram durante 48h. O material foi conservado em álcool 70% e depositado nas coleções de aracnologia do Museu da Universidade de São Paulo (USP) e da Universidade Federal da Paraíba (UFPB) onde as espécies foram identificadas por especialistas.

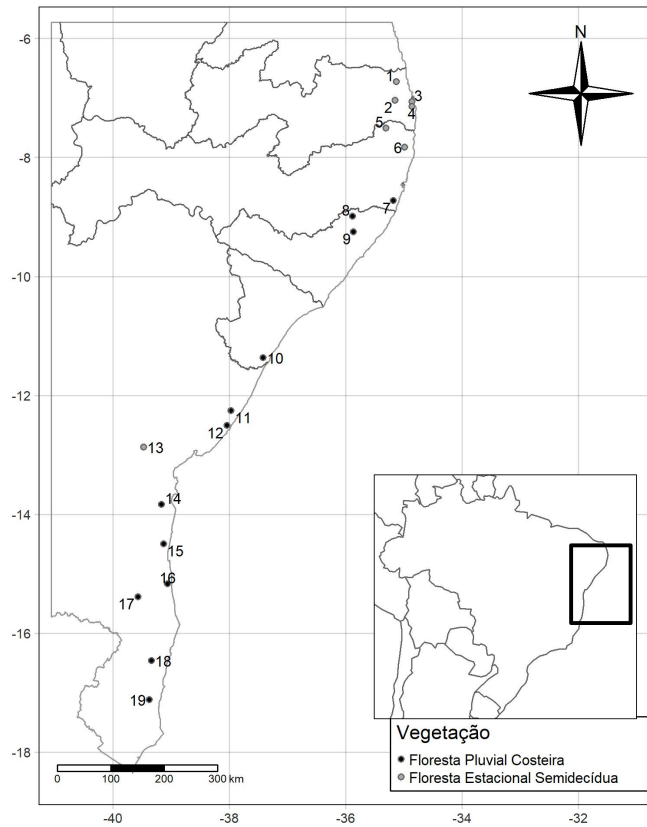


Figura 1: Localização dos 19 remanescentes de Floresta Atlântica amostrados nos seguintes estados: Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe e Bahia (Brasil). 1 = REBIO Guaribas, 2= RPPN Fazenda Pacatuba, 3= JB Benjamim Maranhão, 4=FLONA de Cabedelo, 5= Engenho Água Azul, 6= Usina São José, 7=REBIO de Saltinho, 8 =ESEC Murici, 9= Usina Serra Grande, 10= RPPN Mata do Crasto, 11= RPPN Faz. Lontra/Saudade, 12= Fazenda Camurujipe, 13= Reserva Jequitibá, 14=Reserva Ecológica da Michelin, 15=PE Serra do Conduru, 16= REBIO de Una, 17= RPPN Serra Bonita, 18= PARNA do Pau-Brasil, 19= PARNA do Descobrimento.

Tabela 1: Informações sobre as áreas de Floresta Atlântica amostradas no presente estudo nos estados da Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Bahia e Sergipe, Brasil. Coordenadas geográficas em graus, minutos, segundos (Datum WGS84).

Localidade	Coordenadas Geográficas	Área
Flona de Cabedelo (PB)	6°58'12"S; 35°44'24"W	113,72
Rebio Guaribas (PB)	6°43'48"S; 35°7'48"W	4.051,62
JB Benjamin Maranhão (PB)	7°8'40.92"S; 34°51'36"W	343,79
RPPN Fazenda Pacatuba (PB)	7°2'24"S; 35°8'60"W	266,53
Engenho Água Azul (PE)	7°30'36"S; 35°18'36"W	600
REBIO Saltinho (PE)	8°43'48"S; 35°10'48"W	564,58
Usina São José (PE)	7°49'48"S; 34°59'24"W	28.000
Usina Serra Grande (AL)	8°59'24"S; 35°52'48"W	26.000
ESEC Murici (AL)	9°15'0"S; 35°52'12"W	6.131,53
RPPN Mata do Crasto (SE)	11°22'0.001"S; 37°25'0.001"W	1000
Fazenda Lontra/Saudade (BA)	12°15'36"S; 37°58'12"W	1377,33
Fazenda Camurujipe (BA)	12°30'36"S; 38°2'24"W	1.329
Reserva Jequitibá (BA)	12°52'15.132"S; 39°28'23.7"W	150
Reserva Ecológica da Michelin (BA)	13°49'59.999"S; 39°10'0.001"W	3.096
Parque Estadual Serra do Conduru (BA)	14°30'0"S; 39°7'48"W	9.275
Reserva biológica de Una (BA)	15°10'12"S; 39°3'36"W	18.715,06
RPPN Serra Bonita (BA)	15°23'27.24"S; 39°34'0.48"W	2.500
PARNA do Pau-Brasil (BA)	16°27'30.301"S; 39°20'30.599"W	18.935,55
PARNA do Descobrimento (BA)	17°7'11.6"S; 39°22'37.499"W	22.693,97

2.3 Resoluções substitutas

Foram avaliados cinco níveis de potenciais substitutos para a diversidade taxonômica de opiliões: (1) reduzimos a resolução taxonômica agrupando as espécies em família, (2) subfamília e (3) gênero. Além disso, foi selecionado um subconjunto de gêneros para serem usados como (4) taxa indicador, com base no pressuposto de que gêneros generalizados e com maior riqueza de espécies podem ser bons preditores de todas as espécies da comunidade (Andersen, 1995). Para serem usados como taxa indicadores, foram escolhidos gêneros que se encaixam nos seguintes critérios: (i) ter sido registrados em pelo menos 4 dos 19 locais de amostragem, (ii) ser taxonomicamente conhecidos e (iii) conter espécies que possam ser facilmente identificadas a partir de caracteres morfológicos fáceis de serem identificados. Os gêneros que satisfizeram esses critérios foram *Cynorta* Koch 1839, *Flirtea* Perty 1833, *Lacronia* Strand 1942, *Metavononoides* Roewer 1928, *Mitogoniella* Mello-Leitão 1936, *Pickeliana* Mello-Leitão 1932, *Propachylus* Roewer 1913 e *Pseudopucroliia* Roewer 1912. Além disso, os seguintes gêneros selecionados apresentam recentes revisões: *Flirtea* (Garcia & Kury, 2015), *Pseudopucroliia* (Mendes, 2011), *Mitogoniella* (DaSilva & Gnaspini, 2010) e *Propachylus* (Carvalho et al., 2018). A última resolução, (5) resolução intermediária, como mencionado anteriormente, é uma adaptação da resolução de nível misto proposta por Groc et al., (2010), para formigas. Esta abordagem combina dois níveis de identificação: gêneros e espécies. As matrizes da abordagem de nível intermediário neste estudo são compostas pelos oito gêneros selecionados como taxa indicadores identificados ao nível de espécie/morfoespécie, e os outros opiliões identificados taxonomicamente apenas no nível do gênero.

2.4 Análises estatísticas

Todas as análises descritas a seguir foram realizadas com a localidade de Floresta Atlântica estudada como unidade de análise. Utilizamos os valores de referência propostos por Leal et al., (2010) para previsões de riqueza de espécies por substitutos de diversidade. Dessa forma, um substituto é classificado como 'razoável' se prever $\geq 60\%$ e $< 70\%$ da variação encontrada com os dados ao nível de espécie, 'bom' se prever $\geq 70\%$ e $< 80\%$, e 'excelente' se conseguir prever $\geq 80\%$.

Para testar as diferentes resoluções substitutas foram comparados o número de opiliões em relação ao número das diferentes unidades taxonômicas substitutas (número

de famílias, subfamílias, gênero, taxa indicadores e resolução intermediária) por localidade através de regressões lineares (as premissas do teste foram atendidas), avaliando se a riqueza das unidades substitutas é um bom preditor para a riqueza de espécies através dos valores de R^2 obtidos.

A relação entre a composição original de opiliões e das resoluções substitutas foi avaliada usando o teste de Mantel, para observar a correlação entre as matrizes de dissimilaridade de cada local calculadas com a resolução da espécie versus as outras resoluções avaliadas (Mantel, 1967). Foi utilizado o índice de Jaccard (Rohlf, 1989), amplamente utilizado para avaliar a similaridade composicional das assembléias (Manthey & Fridley, 2009). Jaccard é baseado apenas na presença-ausência, nesse estudo, das diferentes unidades taxonômicas substitutas. Correlações de Mantel foram usadas para avaliar se as diferentes resoluções substitutas mudariam a estrutura dentro das matrizes de similaridade. A significância estatística dos testes de Mantel foi estimada com base em 5.000 permutações. As diferenças em quanto cada matriz substituta previu a matriz de espécies (medidas pelos coeficientes de correlação de Mantel) foram testadas por análise de variância (ANOVA), seguida pelo teste de comparações múltiplas de Tukey. Todas as análises foram realizadas utilizando o software R v. 3.5.0 (R Core Team, 2018). Dentre as 19 localidades estudadas, quatro foram excluídas das análises descritas acima, pois apresentavam menos que quatro espécies de opiliões: RPPN Faz. Pacatuba, REBIO Guaribas, JB Benjamim Maranhão e FLONA de Cabedelo.

Foi avaliado se as três melhores resoluções substitutas para a diversidade taxonômica de opiliões também são boas preditoras dos padrões ecológicos avaliando a relação entre o número de espécies de opiliões encontrados na Floresta Estacional Semidecidual (FES) e na Floresta Pluvial Costeira Atlântica (FPC) com o uso do teste t de Student. Foi avaliada também a relação entre o número de espécies de opiliões registrados por localidade e a latitude da paisagem estudada, assim como para as duas melhores resoluções substitutas usando regressão linear.

3. Resultados

Foi registrado um total de 88 espécies/morfoespécie de opiliões, distribuídas em sete famílias, 15 subfamílias e 36 gêneros. O número de unidades taxonômicas identificadas nas resoluções taxa indicadores e intermediárias foi 28 e 52,

respectivamente (Tabela 2). Todas as diferentes resoluções substitutas foram capazes de prever a variação na riqueza de espécies, com o r^2 variando de 0,318 a 0,939 (Figura 2). As resoluções intermediária e gênero foram classificadas como excelentes substitutos para a riqueza de opiliões ($R^2 = 0,939$; $p < 0,001$; $R^2 = 0,933$; $p < 0,001$, respectivamente). A resolução subfamília foi classificada como um bom substituto ($R^2 = 0,797$; $p < 0,001$). Enquanto que a resolução taxa indicadores foi um substituto razoável ($R^2 = 0,592$; $p < 0,001$) enquanto a resolução a nível de família não atingiu o valor mínimo razoável, sendo classificada como um substituto ruim para a riqueza de opiliões ($R^2 = 0,318$; $p < 0,019$).

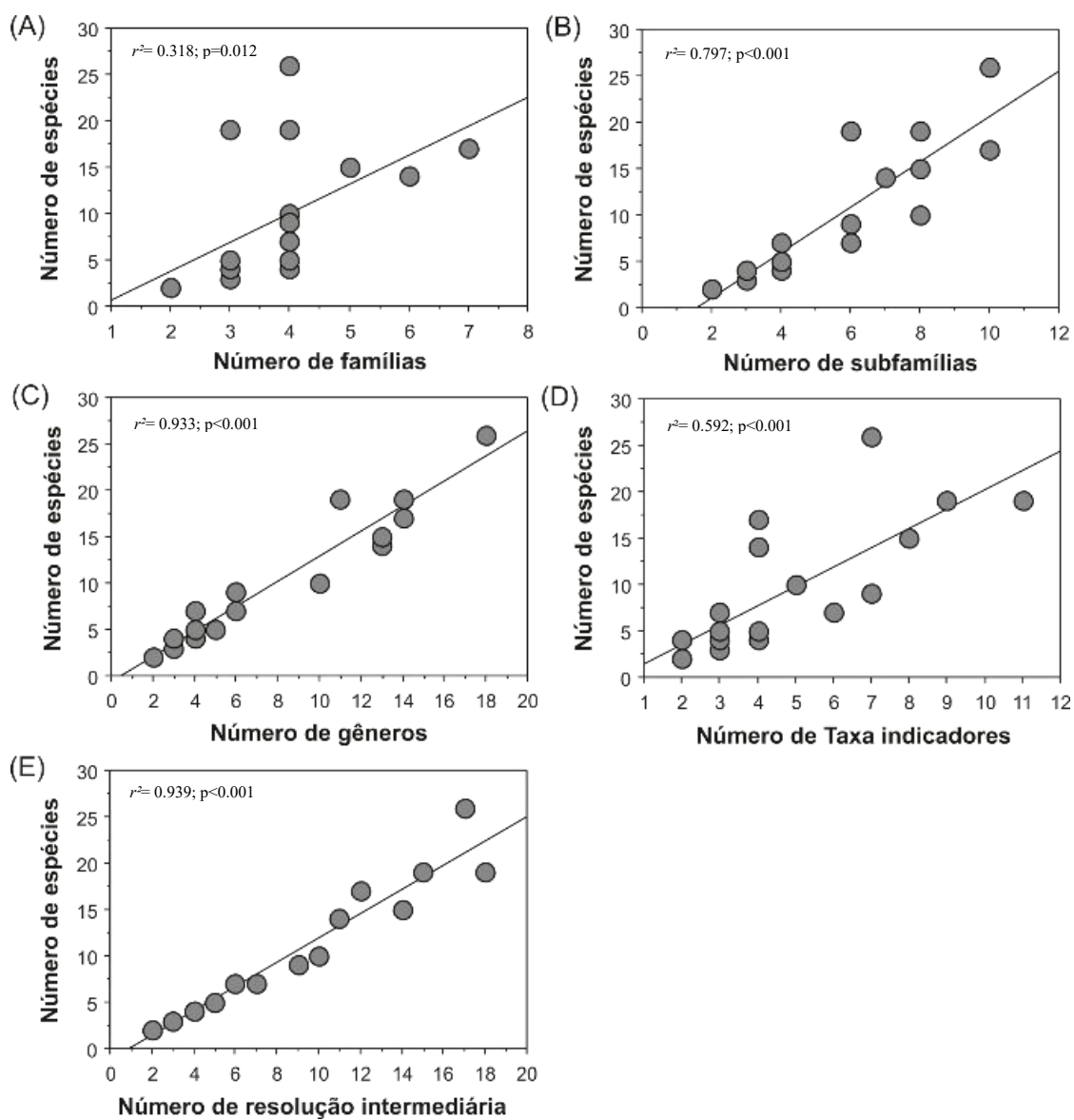


Figura 2: Relações entre a riqueza total de espécies e a riqueza dos cinco níveis de resoluções substitutas avaliadas (família, subfamília, gênero, taxa indicadores e resolução intermediária) para as 19 áreas amostradas de Floresta Atlântica.

Quanto à composição de espécies, os coeficientes de correlação de Mantel diferiram de acordo com a resolução substituta utilizada ($F_{4,70} = 8,729$; $p < 0,001$; Figura 3). Não foram detectadas diferenças entre as resoluções família e subfamília, entretanto essas foram diferentes das outras resoluções substitutas. As resoluções gênero, taxa indicadores e intermediária não apresentaram diferenças significativas entre elas (teste *post-hoc* de Tukey, $p < 0,001$; Figura 3). Os coeficientes de correlação de Mantel foram significativos em todas as comparações entre as resoluções substitutas e a matriz original de espécies (Tabela 3). As maiores correlações entre as resoluções avaliadas com os dados originais foram observadas para a resolução intermediária (média = 0,995; desvio padrão = 0,10), seguido por gênero (0,935±0,122), taxa indicadores (0,904±0,141) e subfamília (0,808±0,162), todas classificadas como excelentes substitutos para a composição de opiliões. A resolução ao nível de família foi classificada somente como um substituto razoável (0,746±0,157).

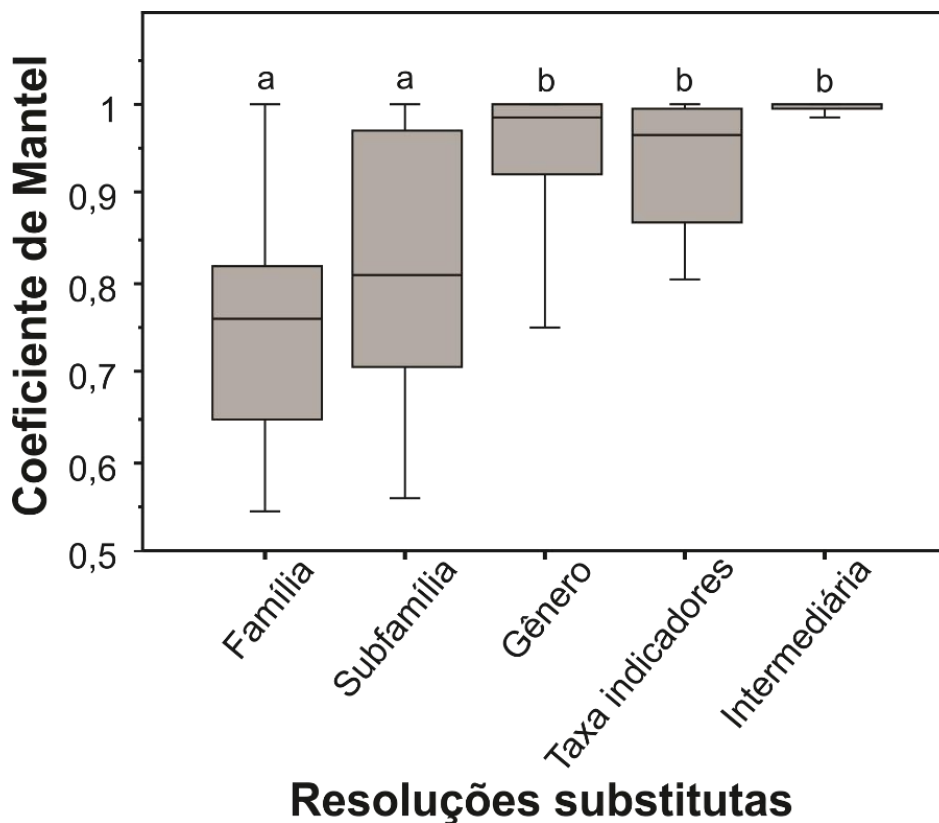


Figura 3: Variação nos coeficientes de correlação de Mantel de acordo com os cinco diferentes níveis de substitutos avaliados em 15 das 19 áreas amostradas. Os valores representam a média e desvio padrão.

Padrões a nível de espécies X substitutos de diversidade

O número de espécies de opiliões registrados foi significativamente diferente entre Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Pluvial Costeira Atlântica ($T = -2,849$; $df = 17$; $p = 0,011$). Em média, o número de espécies registradas em FPC é cerca de três vezes o número registrado para FES (Figura 4). A mesma relação encontrada para o número de espécies entre FPC e FES foi também observada para as resoluções substitutas "intermediária" ($T = -2,936$; $df = 17$; $p = 0,009$) e gênero ($T = -2,409$; $df = 17$; $p = 0,027$) (Figura 4).

O número de espécies de opiliões apresentou uma relação linear positiva significativa com a latitude ($R^2 = 0,717$; $p < 0,001$; Fig 5A). Essa mesma relação também é observada quando se utiliza a resolução gênero ($R^2 = 0,787$; $p < 0,001$; Fig 5B) e intermediária ($R^2 = 0,691$; $p < 0,001$; Fig 5C).

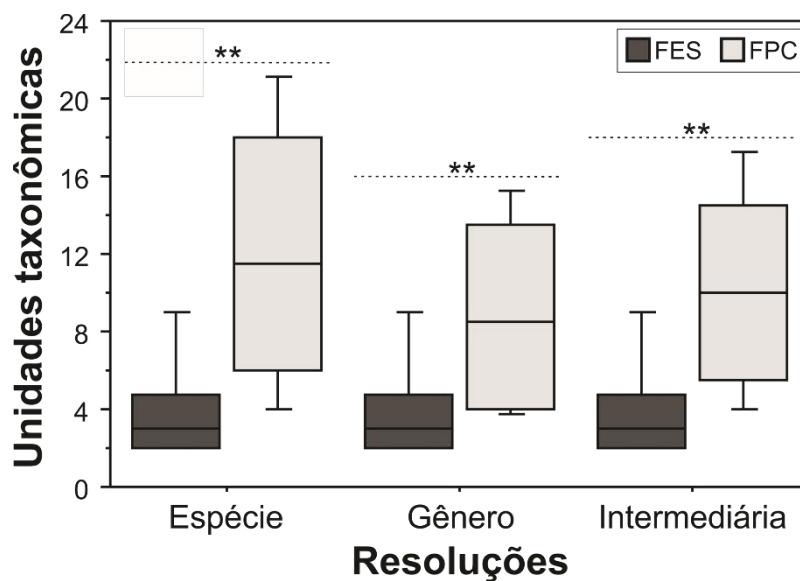


Figura 4: Número de unidades taxonômicas em três níveis de resolução avaliados (espécie, gênero e resolução intermediária) entre áreas de Floresta Estacional Semidecidual (FES) e Floresta Pluvial Costeira (FPC). Os valores representam a média e desvio padrão para as 19 áreas amostradas.

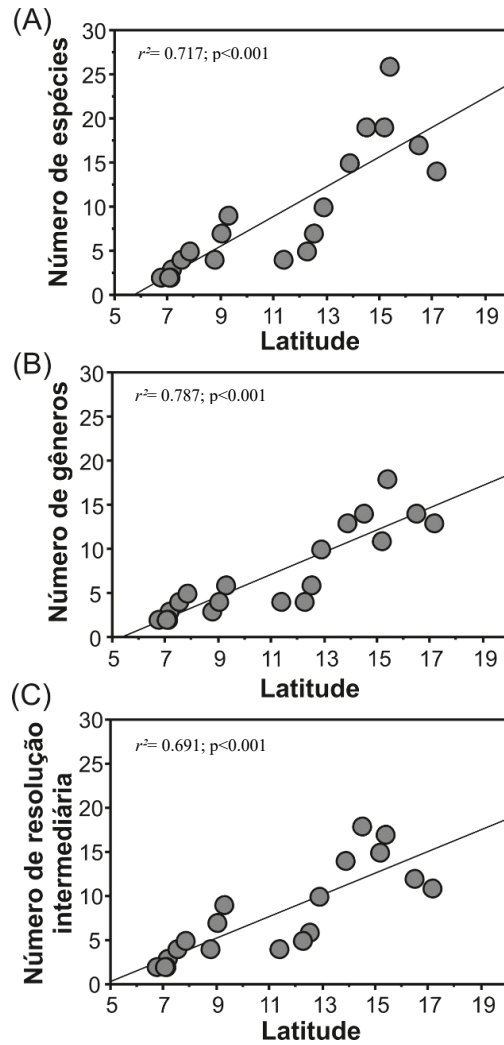


Figura 5: Relação entre a riqueza dos níveis de resoluções taxonômicas avaliados (espécies, gênero e resolução intermediária) com a variável geográfica latitude considerando as 19 localidades de Floresta Atlântica amostradas.

Tabela 2. Lista das espécies de opiliões coletadas nas 19 paisagens de Mata Atlântica de acordo com o tipo de ambiente (FES = Floresta Estacional Semidecidual; FPC = Floresta Pluvial Costeira Atlântica) e classificação de acordo com as diferentes resoluções taxonômicas.

Família	Subfamília	Gênero	Espécie	Taxa indicador	Ambiente		
					Floresta Estacional Semidecidual	Flores Pluvial Costeira Atlântica	
Cosmetidae	Cosmetidae		Cosmetidae sp.1			1	
		Cosmetinae	<i>Cosmetus</i>	<i>Cosmetus</i> sp.1			2
	<i>Cynorta</i>			<i>Cynorta</i> ceara	X	3	3
				<i>Cynorta seminata</i>	X		1
				<i>Cynorta</i> sp.1	X		1
			<i>Flirtea</i>	<i>Flirtea picta</i>	X	1	6
			<i>Metavononoides</i>	<i>Metavononoides albosigilatus</i>	X		1
				<i>Metavononoides</i> sp.1	X		1
				<i>Metavononoides</i> sp.2	X		2
				<i>Metavononoides</i> sp.3	X		1
				<i>Metavononoides</i> sp.4	X		3
				<i>Metavononoides</i> sp.5	X		1
				<i>Metavononoides</i> sp.6	X		2
	Cryptogeobiidae				Cryptogeobiidae sp. 2		
			Cryptogeobiidae sp.1			1	
Escadabiidae			Escadabiidae sp.1			1	
			Escadabiidae sp.2			1	
			Escadabiidae sp.3			1	
			<i>Escadabius schubarti</i>		1	2	
		<i>Escadabius</i>	<i>Escadabius</i> sp.			1	
		<i>Jim</i>	<i>Jim benignus</i>			1	
Gonytletidae	Mitobatinae	<i>Encheiridium</i>	<i>Encheiridium</i> sp.			1	
	Pachylinae	<i>Discocyrtus</i>	<i>Discocyrtus</i> sp.1			2	
	Caelopyginae	<i>Metarthrodes</i>	<i>Metarthrodes bimaculatus</i>			1	

Goniosomatinae	Mitogoniella	<i>Mitogoniella modesta</i>	X	1	3
		<i>Mitogoniella unicornis</i>	X		1
Gonyleptinae	<i>Acanthogonyleptes</i>	<i>Acanthogonyleptes</i> sp.1		1	1
		Gonyleptinae sp.1			2
		Gonyleptinae sp.2			1
	<i>Metagonyleptes</i>	<i>Metagonyleptes calcar</i>			3
Heteropachylinae		Heteropachylinae sp.3		1	
	<i>Heteropachylus</i>	Heteropachylinae sp.1			1
		Heteropachylinae sp.2			1
		Heteropachylinae sp.4			1
		<i>Heteropachylus cf. peracchii</i>			4
		<i>Heteropachylus crassicalcanei</i>		1	1
		<i>Heteropachylus ramphonotus</i>			2
		<i>Heteropachylus</i> sp.1			1
		<i>Heteropachylus</i> sp.2			1
		<i>Heteropachylus</i> sp.3			2
		<i>Heteropachylus</i> sp.4			1
		<i>Heteropachylus</i> sp.5			1
		<i>Heteropachylus</i> sp.6			1
	<i>Magnispina</i>	<i>Magnispina</i> sp.1			1
		<i>Magnispina</i> sp.2			1
		<i>Magnispina</i> sp.3		1	
	<i>Pseudopucroliia</i>	<i>Pseudopucroliia cf. incerta</i>	X		1
		<i>Pseudopucroliia discrepans</i>	X	4	4
		<i>Pseudopucroliia mutica</i>	X	1	5
		<i>Pseudopucroliia</i> sp.1	X		2
		<i>Pseudopucroliia</i> sp.2	X	1	3
		<i>Pseudopucroliia</i> sp.3	X		1
Mitobatinae		Mitobatinae sp.1			1
Pachylinae	<i>Ceratoleptes</i>	<i>Ceratoleptes proboscis</i>			1

		<i>Eugyndes</i>	<i>Eugyndes</i> sp.1			1
		<i>Eusarcus</i>	<i>Eusarcus acrophtalmus</i>			1
			<i>Eusarcus incus</i>			2
			<i>Eusarcus sergipanus</i>			1
			<i>Eusarcus</i> sp.1			1
			<i>Eusarcus</i> sp.2			1
		<i>Lacronia</i>	<i>Lacronia</i> sp.	X	1	4
			<i>Pachylinae</i> sp.1			3
			<i>Pachylinae</i> sp.2			1
			<i>Pachylinae</i> sp.3			1
			<i>Pachylinae</i> sp.4			1
			<i>Pachylinae</i> sp.5			1
		<i>Parapucroliia</i>	<i>Parapucroliia ocellata</i>			2
		<i>Propachylus singularis</i>	<i>Propachylus singularis</i>			4
	Tricommatinae		Tricommatinae sp.1			2
			Tricommatinae sp.2			2
			Tricommatinae sp.3			1
Kimulidae	Kimulidae	<i>Tegipiolus</i>	<i>Tegipiolus pachypus</i>		1	
			<i>Tegipiolus</i> sp.1			2
Stygnidae	Stygnidae	<i>Gaibulus</i>	<i>Gaibulus schubarti</i>			1
			<i>Gaibulus</i> sp.		1	3
	Stygninae	<i>Paraphareus</i>	<i>Paraphareus</i> sp1		1	
		<i>Pickeliana</i>	<i>Pickeliana albimaculata</i>	X		1
			<i>Pickeliana capito</i>	X		8
			<i>Pickeliana pickeli</i>	X	6	5
			<i>Pickeliana</i> sp.1	X		2
			<i>Pickeliana</i> sp.2	X		2
			<i>Pickeliana</i> sp.3	X		2
			<i>Pickeliana</i> sp.4	X	1	
		<i>Protimesius</i>	<i>Protimesius bahiensis</i>			1

			<i>Protimesius junina</i>		1
			<i>Protimesius mendopctus</i>		1
Zalmoxidae	Zalmoxidae	<i>Pirassunungoleptes</i>	<i>Pirassunungoleptes sp.</i>		2
			Zalmoxidae sp.1	1	

Tabela 3. Valores dos coeficientes de correlação de Mantel para comparações entre matrizes de espécies e as potenciais resoluções taxonômicas substitutas. * = <0,05; ** = < 0,005; *** = < 0,0005.

Localidade	Código	Família	Subfamília	Gênero	Taxa Indicador	Intermediária
RE da Michelin (BA)	Localidade 1	0,801***	0,801***	0,98***	0,802***	0,991***
Reserva Jequitibá (BA)	Localidade 2	0,677***	0,888***	1***	0,857***	1***
PARNA do Pau Brasil (BA)	Localidade 3	0,637***	0,69***	0,998***	0,878***	0,998***
PARNA do Descobrimento (BA)	Localidade 4	0,758***	0,758***	0,984***	0,861***	0,984***
RPPN Mata do Crasto (SE)	Localidade 5	0,826***	1***	1***	1***	1***
Faz. Camurujipe (BA)	Localidade 6	0,777***	0,809***	1***	0,877***	1***
PE Serra do Conduru (BA)	Localidade 7	0,454**	0,561**	0,962***	0,937***	1***
REBIO de Una (BA)	Localidade 8	0,547**	0,553**	0,753***	0,966***	0,965***
RPPN Faz. Lontra/Saudade (BA)	Localidade 9	0,771***	0,993***	0,993***	0,992***	1***
RPPN Serra Bonita (BA)	Localidade 10	0,756***	0,849***	0,983***	0,988***	0,988***
Usina Serra Grande (AL)	Localidade 11	0,548**	0,565**	0,565**	0,994***	1***
ESEC Murici (AL)	Localidade 12	0,736***	0,75***	0,908***	1***	1***
REBIO de Saltinho (PE)	Localidade 13	0,908***	0,908***	0,908***	0,971***	1***
Engenho Água Azul (PE)	Localidade 14	1***	1***	1***	0,995***	1***
Usina São José (PE)	Localidade 15	0,999***	1***	1***	0,454**	1***
Média dos coeficientes de Mantel		0,746	0,808	0,935	0,904	0,995

4. DISCUSSÃO

Gênero e resolução intermediária foram considerados substitutos excelentes para prever riqueza de espécies de opiliões. A resposta de gênero como um substituto adequado para prever riqueza de espécies têm sido documentada em outros estudos com invertebrados (Andersen, 1995; Cardoso et al., 2004; Rosser & Eggleton, 2011; Souza et al., 2016). A forte relação observada entre gênero e número de espécies de opiliões pode estar associada ao baixo número de espécies por gênero registrado em cada localidade amostrada, tal como foi também observado por Grelle (2002). Resolução intermediária também foi encontrada como um substituto adequado para riqueza de espécies em outros estudos com invertebrados (Groc et al., 2010; Souza et al., 2016).

O declínio da relação da riqueza de espécies em níveis taxonômicos mais altos também era esperado (Gaston & Williams, 1993). Táxons mais elevados não são necessariamente unidades naturais, pois, seus constituintes podem não estar relacionados evolutivamente (Vieira et al., 2012) e, portanto, não representam bons substitutos de riqueza de espécies. Família como resolução taxonômica substituta da riqueza de opiliões apresentou um desempenho ruim. Para aranhas, grupo irmão dos opiliões, família teve uma relação significativa com a riqueza de espécies, mas não foi considerado um substituto confiável enquanto subfamília se apresentou como uma resolução substituta ruim (Cardoso et al., 2004). Já com primatas (Grelle, 2002), aves (Gaston & Blackburn, 1995) e moluscos (Terlizzi et al., 2009), o resultado foi diferente: família foi correlacionada positivamente com a riqueza de espécies. De forma geral, observamos que táxons mais altos (família, subfamília) são fracos preditores de riqueza de espécies de invertebrados (Andersen, 1995; Cardoso et al., 2004; Vieira et al., 2012; Souza et al., 2016).

Em relação à composição de espécies, utilização de níveis taxonômicos mais elevados também podem não detectar mudanças na composição de espécies de invertebrados (Groc et al., 2010). Nesse estudo, quatro resoluções foram consideradas excelentes substitutos para a riqueza de opiliões: resolução intermediária, gênero, taxa indicadores e subfamília. Contudo, não recomendamos a utilização de subfamília como um substituto adequado, pois, observamos localidades com números similares de subfamílias mas com riqueza e composição de espécies bastante diferentes entre si. Por exemplo, a Usina Serra Grande apresentou quatro subfamílias e oito espécies de

opiliões, enquanto na PARNA do Descobrimento registramos cinco subfamílias e quinze espécies. Essas localidades apresentaram três subfamílias em comum, mas, não compartilharam nenhuma espécie.

A utilização de gênero como nível taxonômico substituto da composição de espécies de opiliões possui alguns obstáculos para sua aplicação (Cardoso et al., 2004; Groc et al., 2010; Vieira et al., 2012). Primeiramente, observamos mudanças frequentes na sistemática de invertebrados (Cardoso et al., 2004) e, para opiliões, muitas revisões taxonômicas estão sendo publicadas hoje em dia (Kury et al., 2016; Coronato-Ribeiro & Pinto-da-Rocha, 2017; Carvalho et al., 2018; Benavides et al., 2019). Segundo, a identificação a nível de gênero para muitos indivíduos ainda é difícil (Cardoso et al., 2004). Por exemplo, diversos estudos de diversidade com opiliões apresentam indivíduos que não são identificados ao nível de gênero, por exemplo nas subfamílias Gonyleptinae, Goniosomatinae, Pachylinae, Tricommatinae (Bragagnolo & Pinto-da-Rocha, 2003; Pinto-da-Rocha et al., 2005; Bragagnolo et al., 2007; Andrade et al., 2009; Resende et al., 2012a; Resende et al., 2012b). O mesmo foi observado no presente estudo, por exemplo, subfamílias como Pachylinae, Heteropachylinae, Tricommatinae e Escadabiidae apresentaram indivíduos dos quais a identificação ao nível de gênero não foi possível. Terceiro, a utilização de gênero como resolução substituta pode camuflar mudanças mais sutis nas assembleias que só são detectadas ao nível de espécie (Groc et al., 2010). Por fim, sugere-se cautela com avaliações ao nível de gênero quando o nível de esforço amostral é baixo.

Por outro lado, existem diversas vantagens para a utilização de gênero como substituto da riqueza e composição de opiliões. Dada à dificuldade taxonômica, com muitas espécies ainda sendo descritas, estudos ecológicos com opiliões utilizam morfoespécies para a realização das análises desejadas (Pinto-da-Rocha et al., 2005; Bragagnolo & Pinto-da-Rocha, 2003; Bragagnolo et al., 2007). Contudo, essas morfoespécies não são padronizadas entre diferentes pesquisadores, o que impossibilitam comparações entre os estudos no nível de espécies, e somente permitem avaliações no nível de gênero. Além disso, destacamos a importância da utilização de gênero como unidade taxonômica operacional em vez de espécie, para avaliações que precisam ser realizadas em um curto espaço de tempo e, portanto, não podem esperar que todos problemas taxonômicos do grupo sejam resolvidos.

Resolução intermediária também foi capaz de prever a composição de opiliões. Resultado similar também foi observado para formigas (Souza et al., 2016). A

utilização dessa resolução taxonômica permite: (1) reduzir o esforço de identificação taxonômica de gêneros mais complexos e diversos na região neotropical; (2) conservar mais informações sobre as assembleias estudadas do que outras resoluções taxonômicas (Groc et al., 2010). Contudo, a utilização da resolução intermediária como substituto de diversidade pode não significar redução nos custos do monitoramento quando comparados com avaliações ao nível de espécies (Souza et al., 2016), já que, existe a necessidade do auxílio do especialista para identificar determinados indivíduos no nível de espécie e um tempo maior para a realização dessas identificações.

Devido à baixa riqueza nas localidades de FES, sugerimos que para avaliações mais confiáveis de substitutos ao nível composicional, seja incluído um maior número de localidades deste tipo vegetacional. Nesse estudo, a maior parte das localidades foi excluída da análise de substitutos de composição pelo baixo número de espécies registradas (menos de quatro espécies). Comparações entre ambientes arbóreos vs antrópicos (Cardoso et al., 2004), assim como, arbóreos vs. arbustivos (Vieira et al., 2012) mostraram não influenciar a resposta da resolução taxonômica selecionada como melhor substituto de diversidade. Esperamos também que não haja diferença na resposta das resoluções taxonômicas substitutas para a composição de opiliões quando comparadas áreas de Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Pluvial Costeira.

A variação da riqueza de espécies de opiliões em função da latitude também foi observada para riqueza de gênero e resolução intermediária. Esse resultado reforça a ideia que estas duas resoluções são substitutos adequados para avaliar a riqueza de espécies de opiliões. Bons substitutos devem apresentar a mesma resposta em relação a alguma variável preditora quando comparados à avaliação ao nível de espécie (Souza et al., 2016). A riqueza de espécies em localidades de Floresta Pluvial Costeira foi significativamente maior quando comparada a áreas de Floresta Estacional Semidecidual (Andrade et al., in prep.). Diferenças composicionais e assimetria na distribuição da riqueza de opiliões no gradiente amostrado parecem ser causadas principalmente por fatores históricos como refúgios florestais e por rios como barreiras para a dispersão (DaSilva et al, 2015). Observamos que para áreas de Floresta Estacional Semidecidual, os valores das unidades taxonômicas para as resoluções intermediária, espécie e gênero se mantiveram similares, indicando que esses substitutos avaliados (gênero e resolução intermediária) estão relacionados com o padrão encontrado para espécies.

Avaliações de substitutos de diversidade em maiores escalas espaciais têm sido constantes (Gaston & Williams, 1993; Williams et al., 1994; Cardoso et al., 2004; Souza et al., 2016). Para aranhas, a escala espacial utilizada influenciou no poder preditivo dos substitutos de diversidade (Cardoso et al., 2004). Já com formigas da Floresta Amazônica, o poder preditivo dos substitutos avaliados não foi enfraquecido pelo gradiente latitudinal de 1.800 km de extensão. Nossos resultados estão de acordo com o observado para formigas (Souza et al., 2016). O gradiente latitudinal aqui avaliado cobre uma extensão de aproximadamente 1.300 km e as resoluções taxonômicas consideradas nesse estudo como excelentes substitutos (gênero e resolução intermediária) tiveram um alto poder preditivo.

Os resultados aqui encontrados não podem ser extrapolados para outros biomas. As resoluções substitutas encontradas em um determinado estudo são provavelmente muito específicas para o bioma Floresta Atlântica (Larsen et al., 2009). Reforçando este argumento, em um estudo com diversos táxons na Floresta Atlântica e Caatinga, com uma abordagem de substitutos diferentes da realizada no presente estudo, foram encontradas diferenças da resposta dos táxons entre os dois biomas (Leal et al., 2010).

Diferentes visões sobre como selecionar áreas prioritárias para a conservação têm sido comumente debatidas (Margules & Pressey, 2000). De uma forma geral, programas de monitoramento e conservação da biodiversidade têm se baseado na diversidade alfa para selecionar tais áreas (Cardoso et al., 2004). Contudo, baseado no princípio de complementaridade, atualmente, há uma preocupação na conservação dos habitats não só baseados na riqueza, mas, também aqueles que permitam a proteção de um maior número de espécies (Reyers et al., 2000; Faith et al., 2004). Os opiliões têm se mostrado um grupo interessante para avaliação de alterações ambientais (Bragagnolo et al., 2007) e reforçamos a importância de incluir este grupo em programas de monitoramento da biodiversidade. Em estudos com um médio/elevado esforço amostral, em que seja necessária uma rápida avaliação com menor custo para tomada de decisão, sugerimos a utilização dos dados ao nível de gênero como substitutos adequados para riqueza e composição de espécies de opiliões. Com base nos dados aqui avaliados, observamos que, ao utilizarmos riqueza de gêneros, estamos conservando informações sobre 75% das espécies/morfoespécies registradas, já que, para muitos indivíduos, não foi possível a identificação ao nível de gênero. Vale destacar, que se o objetivo do estudo for identificar e monitorar a diversidade de

opiliões com ênfase nas espécies bioindicadoras de alterações ambientais, a resolução intermediária pode configurar um substituto adequado.

Agradecimentos

Agradecemos à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia pela bolsa concedida à A.R.S.A. Ao Centro de Ecologia e Conservação Animal, ao Dr. Marcelo Napoli, ao Dr. Kevin Flesher e a Reserva Ecológica da Michelin pelo apoio logístico. Ao pesquisador Adriano M. de Souza pelo auxílio nas atividades de campo e identificação das espécies.

5. REFERÊNCIAS

- Adams, J., 1984. The habitat and feeding ecology of woodland harvestmen (Opiliones) in England. *Oikos* 42:361–370.
- Amaral, A. G., Munhoz, C. B., Walter, B. M., Aguirre-Gutiérrez, J., Raes, N., 2017. Richness pattern and phytogeography of the Cerrado herb–shrub flora and implications for conservation. *Journal of vegetation science*, 28 (4): 848-858.
- Andersen, A.N., 1995. Measuring more of biodiversity: Genus richness as a surrogate for species in Australian antfaunas. *Biological Conservation*, 73: 39–43.
- Andrade, A.R.S.A., Peres, M.C.L., Benati, K.R., Dias, M.A., 2009. Ocorrência de *Gaibulus schubarti* Roewer, 1973 (Opiliones: Stygnidae) em ambientes de clareira natural de Floresta Atlântica. *Revista Sitientibus*, 9 (4): 204-207.
- Araújo, M. B., Densham, P. J., Williams, P. H., 2004. Representing species in reserves from patterns of assemblage diversity. *Journal of Biogeography*, 31 (7):1037-1050.
- Barton, P.S., Pierson, J.C., Westgate, M.J., Lane, P.W., Lindenmayer, D.B., 2015. Learning from clinical medicine to improve the use of surrogates in ecology. *Oikos*, 124 (4) 391- 398.
- Bataus, Y., Fonte, L.F.M., 2015. National conservation status assessment of brazilian amphibian species. *FrogLog*, 115: 22-23.
- Benavides, L. R., Hormiga, G. Giribet, G., 2019. Phylogeny, evolution and systematic revision of the mite harvestman family Neogoveidae (Opiliones Cyphophthalmi). *Invertebrate Systematics*, 33(1): 101-180.

- Bestelmeyer, B.T., Agosti, D., Alonso, L.E., Brandão, C.R.F., Brown, J.R.W.L. Delabie, J.H.C., Silvestre, R., 2000. Field techniques for the study of ground-dwelling ants, in: Agosti, D., Majer, J.D., Alonso, L.E., Schultz, T., (Eds.), *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for ground living ants*. Smithsonian Institution Press, Washington, pp. 122-144.
- Blandón, A. C., Perelman, S. B., Ramírez, M., López, A., Javier, O., Robbins, C. S., 2016. Temporal bird community dynamics are strongly affected by landscape fragmentation in a Central American tropical forest region. *Biodiversity and conservation*, 25(2): 311-330.
- Bragagnolo, C., Nogueira, A. A., Pinto-da-Rocha, R., Pardini, R., 2007. Harvestmen in an Atlantic forest fragmented landscape: evaluating assemblage response to habitat quality and quantity. *Biological Conservation*, 139 (3-4): 389-400.
- Bragagnolo, C., Pinto-da-rocha, R., 2003. Diversidade de opiliões do parque nacional da serra dos órgãos, Rio de Janeiro, Brasil (Arachnida: Opiliones). *Biota Neotropica*, 3 (1): 1-20.
- Burns, J.A., Hunter, R.K., Townsend, J.R., 2007. Tree use by Haverstmen (Opiliones: Arachnida) in the Rainforests of Trinidad. *Caribbean Journal of Science* 43(1):138-142.
- Butchart, S. H., Scharlemann, J. P., Evans, M. I., et al., 2012. Protecting important sites for biodiversity contributes to meeting global conservation targets. *PloS one*, 7(3): e32529.
- Cardoso, P., Silva, I., Oliveira, N. G., Serrano, A. R., 2004. Higher taxa surrogates of spider (Araneae) diversity and their efficiency in conservation. *Biological Conservation*, 117(4): 453-459.
- Carvalho, D. L., Sousa-Neves, T., Cerqueira, P. V., Gonsioroski, G., Silva, S. M., Silva, D. P., Santos, M. P. D., 2017. Delimiting priority areas for the conservation of endemic and threatened Neotropical birds using a niche-based gap analysis. *PloS one*, 12(2): e0171838.
- Carvalho, R. N., Kury, A. B., Santos, M. S., 2018. Conspecificity of semaphoronts—the synonymy of *Metadiscochyrtus* with *Propachylus* (Opiliones: Laniatores: Gonyleptidae). *The Journal of Arachnology*, 46 (3): 488-498.
- Coronato-Ribeiro, A., Pinto-Da-Rocha, R., 2017. Taxonomic revision and cladistic analysis of the genus *Metalibitia* Roewer, 1912 (Opiliones, Cosmetidae, Cosmetinae). *Zootaxa*, 4291(2): 201-242.

- Crooks, K. R., Burdett, C. L., Theobald, D. M., King, S. R., Di Marco, M., Rondinini, C., Boitani, L., 2017. Quantification of habitat fragmentation reveals extinction risk in terrestrial mammals. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 114 (29): 7635-7640.
- Curtis, D.J., Machado, G., 2007. Ecology, in: Pinto-da-Rocha, R., Machado, G. Giribet, G., (Eds.), *Harvestmen: The Biology Of Opiliones*. Harvard University Press, Massachussets, pp. 208-308.
- DaSilva, M. B., Gnaspini, P., 2010. A systematic revision of Goniosomatinae (Arachnida: Opiliones: Gonyleptidae), with a cladistic analysis and biogeographical notes. *Invertebrate Systematics*, 23(6): 530-624.
- DaSilva, M.B., Pinto-da-Rocha, R., DeSouza, A.M., 2015 A protocol for the delimitation of areas of endemism and the historical regionalization of the Brazilian Atlantic Rain Forest using harvestmen distribution data. *Cladistics*, 31:692–705.
- Fahrig, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34: 487–515.
- Faith, D. P., Reid, C. A. M., Hunter, J., 2004. Integrating phylogenetic diversity, complementarity, and endemism for conservation assessment. *Conservation Biology*, 18(1) :255-261.
- Fiaschi, P. Pirani, J. R. 2009. Review of plant biogeographic studies in Brazil. *Journal of systematics and evolution*, 47(5): 477-496.
- Filgueiras, B.K.C., Iannuzzi, L., Leal, I.R., 2011. Habitat fragmentation alters the structure of dung beetle communities in the Atlantic Forest. *Biol. Conserv.* 144(1): 362–369.
- Galindo-Leal, C. Câmara, I. G. 2003. Atlantic Forest hotspot status: an overview. *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*, 1: 3-11.
- García, . F., KURY, A.B., 2015. On the identity of *Flirtea* (Arachnida, Opiliones, Cosmetidae). *Zootaxa*, 4093.2: 231-247.
- Gaspar, C., Gaston, K. J., Borges, P. A., 2010. Arthropods as surrogates of diversity at different spatial scales. *Biological Conservation*, 143(5):1287-1294.
- Gaston, K. J., Williams, P. H., 1993 Mapping the world's species-the higher taxon approach. *Biodiversity Letters*, p. 2-8.

- Gaston, K. J.; Blackburn, T. M., 1995. Mapping biodiversity using surrogates for species richness: macro-scales and New World birds. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 262 (1365): 335-341.
- Gnaspini, P. 1996. Population ecology of *Goniosoma spelaum*, a cavernicolous harvestman from south-eastern Brazil (Arachnida: Opiliones: Gonyleptidae). *Journal of Zoology* 239:417–435.
- Goodnight, C. J., Goodnight, M.L., 1976. Observations on the systematics, development, and habits of *Erginulus clavotibialis* (Opiliones: Cosmetidae). *Trans. Amer. Micros. Soc.*, 95:654-664.
- Grelle, C. E. V.s. Is higher-taxon analysis an useful surrogate of species richness in studies of Neotropical mammal diversity?. *Biological Conservation*, 108(1): 101-106.
- Groc, S., Delabie, J.H.C., Longino, J.T., Orivel, J., Majer, J.D., Vasconcelos, H.L., Dejean, A., 2010. A new method based on taxonomic sufficiency to simplify studies on Neotropical ant assemblages. *Biological Conservation* 143: 2832-2839.
- Gutiérrez, J. A. M., Rousseau, G. X., Andrade-Silva, J., Delabie, J. H. C. 2017. Taxones superiores de hormigas como sustitutos de la riqueza de especies, en una cronosecuencia de bosques secundarios, bosque primario y sistemas agroforestales en la Amazonía Oriental, Brasil. *Revista de Biología Tropical*, 65 (1):279-291..
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., et al., 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science advances*, 1(2): e1500052.
- Hanski, I., 2005. *The shrinking world: ecological consequences of habitat loss*. Oldendorf/Luhe: International Ecology Institute, v.14.
- Hodkinson, I. D.; Jackson, J. K., 2005. Terrestrial and aquatic invertebrates as bioindicators for environmental monitoring, with particular reference to mountain ecosystems. *Environmental management*: 35 (5):649-666.
- Kremen, C., Colwell, R.K., Erwin, T.L., Murphy, D.D., 1993. Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conservation Biology* 7:796–808.

- Kury, A.B., 2019. Checklist of valid genera of Opiliones of the World. <http://www.museunacional.ufrj.br/mndi/Aracnologia/checklaniator.htm/>(acessado em 20 de abril de 2019).
- Kury, Adriano B., Carvalho, R. N., 2016. Revalidation of the Brazilian genus *Discocyrtanus*, with description of two new species (Opiliones: Gonyleptidae: Pachylinae). *Zootaxa*, 4111(2):126-144.
- Landeiro, V.L., Bini, L.M., Costa, F.R.C., Franklin, E., Nogueira, A., Souza, J.L.P., Moraes, J. Magnusson, W.E. 2012. How far can we go in simplifying biomonitoring assessments? An integrated analysis of taxonomic surrogacy, taxonomic sufficiency and numerical resolution in a megadiverse region. *Ecological Indicators*, 23:366–373.
- Larrieu, L., Gosselin, F., Archaux, F., Chevalier, R., Corriol, G., Dauffy-Richard, E., et al., 2018. Cost-efficiency of cross-taxon surrogates in temperate forests. *Ecological indicators*, 87: 56-65.
- Larsen, T.H., Lopera, A., Forsyth, A., 2008. Understand trait-dependent community disassembly: dung beetles, density functions, and forest fragmentation. *Conservation Biology* 22(5): 1288–1298.
- Laurance, W.F., Useche, D.C., Rendeiro, J., et al., 2012. Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature*, 489:290–294.
- Leal, I.R., Bieber, A.G.D., Tabarelli, M., Andersen, A.N., 2010. Biodiversity surrogacy: indicator taxa as predictors of total species richness in Brazilian Atlantic forest and Caatinga. *Biodiversity and Conservation*, 19: 3347–3360.
- Machado, G., Raimundo, R.L.G., Oliveira, P.S., 2000. Daily activity schedule, gregariousness, and defensive behaviour in the Neotropical harvestman *Goniosoma longipes* (Opiliones: Gonyleptidae). *J. Nat. Hist.* 34:587–596.
- Mantel, N., 1967. The detection of disease clustering and a generalized regression approach. *Cancer Research* 27: 209–220.
- Manthey, M., Fridley, J. D., 2009. Beta diversity metrics and the estimation of niche width via species co-occurrence data: reply to Zeleny. *Journal of Ecology*, 97: 18–22.
- Margules, C. R. Pressey, R. L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, 405 (6783), p. 243.

- Meek, B., Loxton, D., Sparks, T., Ptwell, R., Pickett, H., Nowakovski, M., 2002. The effect of arable field margin composition on invertebrate biodiversity. *Biological Conservation* 106: 259-271.
- Melo de Melo, D. H., Filgueiras, B. K., Iserhard, C. A., Iannuzzi, L., Freitas, A. V., Leal, I. R., 2019. Effect of habitat loss and fragmentation on fruit-feeding butterflies in the Brazilian Atlantic Forest. *Canadian Journal of Zoology*, n. ja.
- Mendes, A. C., 2011. Phylogeny and taxonomic revision of Heteropachylinae (Opiliones: Laniatores: Gonyleptidae). *Zoological Journal of the Linnean Society*, 163(2), 437-483.
- Mestre, L.A.M., Pinto-Da-Rocha, R., 2004. Population dynamics of an isolated of the harvestman *Ilhaia cuspitata* (Opiliones, Gonyleptidae), in Araucaria Forest (Curitiba, Paraná, Brazil). *The Journal of Arachnology*, 32:208-220.
- Morellato, L. Patrícia C., Haddad, C. F.B., 2000. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest 1. *Biotropica*, 32 (4b): 786-792.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 845-853.
- Nogueira, A. A., Bragagnolo, C., DaSilva, M. B., Martins, T. K., Lorenzo, E. P., Perbiche-Neves, G., Pinto-da-Rocha, R. 2019. Historical signatures in the alpha and beta diversity patterns of Atlantic Forest harvestman communities (Opiliones-Arachnida). *Canadian Journal of Zoology*, n.ja.
- Oliveira-Filho A.T., Fontes, M.A.L., 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica* 32: 793–810.
- Pimenta, B.V.S., Silvano, D.L., 2002. Pesquisa Biológica - Anfíbios. Relatório técnico preliminar. Subprojeto: Abordagens Ecológicas e Instrumentos Econômicos para o estabelecimento do corredor do Descobrimento. MMA/PROBIO, IESB, Ilhéus, BA.
- Pimm, S.L., Jenkins, C.N., Abell, R., Brooks, T.M., Gittleman, J.L., Joppa, L.N., Raven, P.H., Roberts, C.M. Sexton, J.O., 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science*, 344: 987– 997.

- Pinto-Da-Rocha, R., DaSilva, M. B., Bragagnolo, C., 2005. Faunistic similarity and historic biogeography of the harvestmen of southern and southeastern Atlantic Rain Forest of Brazil. *Journal of Arachnology*, 33:290-299.
- Pinto-da-Rocha, R., Machado, G., Giribet, G., 2007. *Harvestmen: The Biology of Opiliones*. Harvard University Press, Harvard.
- Pryke, J.S., Samways, M.J., 2009 Recovery of invertebrate diversity in a rehabilitated city landscape mosaic in the heart of a biodiversity hotspot. *Landsc. Urban Plan.* 93:54–62.
- R Development Core Team. 2018. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Resende, L. P. A., Pinto-Da-Rocha, R.; Bragagnolo, C. 2012b. The harvestmen fauna (Arachnida: opiliones) of the parque estadual carlos botelho, and the floresta panema, São paulo, Brazil. *Biota Neotropica*, 12(4): 146-155.
- Resende, L.P.A., Pinto-Da-Rocha, R., Bragagnolo, C., 2012a. Diversity of harvestmen (Arachnida, Opiliones) in Parque da Onça Parda, southeastern Brazil. *Iheringia. Série Zoologia*, 102 (1): 99-105.
- Reyers, B., Jaarsveld, A. V., Krüger, M., 2000. Complementarity as a biodiversity indicator strategy. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 267(1442): 505-513.
- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J., Hirota, M.M., 2009. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142: 1141–1153.
- Rodríguez-San Pedro, A., Simonetti, J. A., 2015. The relative influence of forest loss and fragmentation on insectivorous bats: does the type of matrix matter?. *Landscape ecology*, 30 (8): 1561-1572.
- Rohlf, F.J., 1989. *NTSYS/PC. Numerical Taxonomy and Multivariate Analysis System*. Exeter Publishing, Setauket, US.
- Rosser, Neil., Eggleton, Paul., 2012. Can higher taxa be used as a surrogate for species-level data in biodiversity surveys of litter/soil insects?. *Journal of Insect Conservation*, 16 (1): 87-92.

- Safi, K., Armour-Marshall, K., Baillie, J. E., Isaac, N. J., 2013. Global patterns of evolutionary distinct and globally endangered amphibians and mammals. *PloS one*, 8(5): e63582.
- Santos, L. A., Bischoff, A., Fernandes, O. A., 2018. The effect of forest fragments on abundance, diversity and species composition of predatory ants in sugarcane fields. *Basic and Applied Ecology*, 33: 58-65.
- Santos, T.G., Vasconcelos, T.S., Rossa-Feres, D.C., Haddad, C.F.B., 2009. Anurans of a seasonally dry tropical forest: Morro do Diabo State Park, São Paulo state, Brazil. *J. Nat. Hist.* 43(15-16):973-993.
- Solar, R. R.C., Barlow, J., Andersen, A. N., Schoereder, J. H., Berenguer, E., Ferreira, J. N., Gardner, T. A., 2016. Biodiversity consequences of land-use change and forest disturbance in the Amazon: A multi-scale assessment using ant communities. *Biological Conservation*, 197:98-107.
- Souza, J. L. P., Baccaro, F. B., Landeiro, V. L., Franklin, E., Magnusson, W. E., Pequeno, P. A. C. L., Fernandes, I. O., 2016. Taxonomic sufficiency and indicator taxa reduce sampling costs and increase monitoring effectiveness for ants. *Diversity and Distributions*, 22(1), 111-122.
- Souza, J. L., Baccaro, F. B., Pequeno, P. A., Franklin, E., & Magnusson, W. E., 2018. Effectiveness of genera as a higher-taxon substitute for species in ant biodiversity analyses is not affected by sampling technique. *Biodiversity and conservation*, 27(13), 3425-3445.
- Stratford, J. A., Stouffer, P. C., 2015. Forest fragmentation alters microhabitat availability for Neotropical terrestrial insectivorous birds. *Biological Conservation*, 188: 109-115.
- Terlizzi, A., Anderson, M. J., Bevilacqua, S., Frascetti, S., Włodarska-Kowalczyk, M., Ellingsen, K. E., 2009. Beta diversity and taxonomic sufficiency: do higher-level taxa reflect heterogeneity in species composition?. *Diversity and Distributions*, v. 15 (3): 450-458.
- Todd, V., 1949. The habits and ecology of the British harvestmen (Arachnida, Opiliones), with special reference to those of Oxford District. *Journal of Animal Ecology*, 18:209–229
- Tourinho, A. L., Souza, L., Baccaro, F. B., Dias, S. C., 2014. Complementarity among sampling methods for harvestman assemblages. *Pedobiologia*, 57(1), 37-45.

- Tsukamoto J., Sabang, J., 2005. Soil macro-fauna in an *Acacia mangium* plantation in comparison plantation in comparison mary mixed dipterocarp forest in the lowlands of Sarawak, Malaysia. *Pedobiologia* 49: 69–80.
- Uehara-Prado, M., Fernandes, J.O., Bello, A. M., Machado, G., Santos, A. J., Vaz-de-Mello, F. Z., Freitas, A. V. L., 2009. Selecting terrestrial arthropods as indicators of small-scale disturbance: A first approach in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 142 (6): 1220-1228.
- Vieira, L. C., Oliveira, N. G., Brewster, C. C., Gayubo, S. F., 2012. Using higher taxa as surrogates of species-level data in three Portuguese protected areas: a case study on Spheciformes (Hymenoptera). *Biodiversity and Conservation*, 21: 3467-3486.
- Vieira, S. A., Alves, L. F., Aidar, M., Araújo, L. et al., 2008. Estimation of biomass and carbon stocks: the case of the Atlantic Forest. *Biota Neotropica*, 8(2): 21-29.
- Ward, T. J., Vanderklift, M.A., Nicholls, A.O., Kenchington, R.A., 1999. Selecting marine reserves using habitats and species assemblages as surrogates for biological diversity. *Ecological applications*, 9 (2): 691-698.
- Whittaker R.J., Araujo, M.B., Jepson, P., Ladle, R.J., Watson, J.E.M., Willis, K.J., 2005. Conservation biogeography: assessment and prospect. *Divers. Distrib.*, 11: 3–23.
- Williams, P.H., Gaston, K.H.J., 1994. Measuring more of diversity: can higher-taxon richness predict wholesale species richness? *Biological Conservation*, 67: 211–217.
- Xu, Y., Lin, S., He, J., Xin, Y., Zhang, L., Jiang, H., Li, Y., 2017. Tropical birds are declining in the Hainan Island of China. *Biological Conservation*, 210:9-18.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

- Neste estudo, analisamos a distribuição espacial dos opiliões em um gradiente latitudinal na Floresta Atlântica nordestina. Observamos uma elevada riqueza nas florestas úmidas no sul da Bahia e uma redução do número de espécies nas latitudes inferiores. Menores riquezas foram relacionadas para áreas de Floresta Estacional Semidecidual quando comparadas com áreas de Floresta Pluvial Costeira.
- A distribuição dos opiliões apresentou uma separação norte-sul no gradiente estudado. Tal separação corrobora a proposta das áreas de endemismo (“Bahia” e “Pernambuco”) sugeridas anteriormente através de métodos da biogeografia histórica. Apesar da menor riqueza encontrada na área de endemismo (AE) “Pernambuco”, esta, apresenta uma fauna completamente distinta quando comparada com a AE “Bahia”.
- A maior contribuição do componente *turnover* sobre os padrões de diversidade mostram uma intensa mudança composicional ao longo do bioma., especialmente, na AE “Bahia”. A baixa capacidade de dispersão dos opiliões é, provavelmente, um fator que favorece esse maior *turnover*. Além disso, mudanças vegetacionais no Bioma, com manchas relictuais de Cerrado e Caatinga, por exemplo, associadas a fitofisionomias da Mata Atlântica no Litoral norte da Bahia e Sergipe podem contribuir para este padrão.
- Salientamos que o elevado *turnover* encontrado destaca a importância de conservar o maior número possível dos remanescentes de Floresta Atlântica avaliados, visto que, a maior parte das localidades amostradas apresentam assembléias totalmente distintas.
- A baixa explicação das variáveis ambientais sobre a distribuição das espécies e a estruturação espacial encontrada sugerem, que no gradiente amostrado fatores históricos (rios como barreiras geográficas e refúgios pleistocênicos) tenham uma maior influência sobre os padrões detectados.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

- Utilizamos, também, a distribuição da espécies de opiliões para avaliar a resoluções taxonômicas (gênero, subfamília, família, taxa indicadores e resolução intermediária) que fossem eficazes em substituir os padrões encontrados para riqueza e composição de opiliões. Gênero e resolução intermediária foram considerados excelentes substitutos para a riqueza e observamos uma redução do poder preditivo nos níveis taxonômicos mais elevados (família e subfamília). Ambas as resoluções (gênero e intermediária) mostraram a mesma relação em relação a variável geográfica latitude, o que reforça, que estes são bons substitutos para a riqueza de opiliões.
- Em relação à composição, resultado similar foi encontrado: resolução intermediária e gênero foram os melhores preditores, respectivamente. Logo, para o monitoramento da diversidade de opiliões, onde se precisa ter uma resposta mais rápida com uma redução dos custos de inventário, indicamos a utilização de gênero como medida de diversidade. Porém, se necessário monitorar a diversidade de opiliões com ênfase nas espécies bioindicadoras de alterações ambientais, a resolução intermediária pode configurar um substituto mais adequado.